ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 1 1996

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION-CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
Y OCEANOGRAFICAS
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
CHILE

DIRECTOR DE LA REVISTA
Andrés O. Angulo

REEMPLAZANTE DEL DIRECTOR
Oscar Matthei J.

REPRESENTANTE LEGAL
Augusto Parra Muñoz

PROPIETARIO
Universidad de Concepción

DOMICILIO LEGAL
Víctor Lamas 1290, Concepción, Chile

EDITOR EJECUTIVO GAYANA OCEANOLOGIA
Franklin Carrasco V.

COMITE ASESOR TECNICO

PATRICK ARNAUD
Station Marine d'Endoume
Marsella, Francia

WOLF ARNTZ
Alfred-Wegener-Institut für Polar-und
Meeresforschung Bremerhaven, Alemania

SERGIO AVARIA
Instituto de Oceanología
Universidad de Valparaíso, Viña del Mar

JARL-OWE BERGSTRÖM
Kristineberg Marine Biologiske Station
Kristineberg, Suecia

JUAN C. CASTILLA
Departamento de Biología Ambiental
y de Poblaciones
Universidad Católica de Chile, Santiago

ROBERT LAVENBERG
Los Angeles County Natural History Museum
Los Angeles California, EE. UU.

VICTOR MARIN
Departamento de Ciencias Ecológicas
Universidad de Chile, Santiago

CARLOS MORENO
Instituto de Ecología y Evolución
Universidad Austral de Chile, Valdivia

GILBERT T. ROWE
Texas A & M University
Department of Oceanography
College Station, Texas, EE.UU.

NELSON SILVA
Instituto de Oceanología
Universidad Católica de Valparaíso

Indexado en Bulletin Signaletique (Abstract, CNRS, Francia), Pascal Folio (Abstract, CNRS, Francia); Periodica (Index Latinoamericano, México); Marine Sciences Contents Tables (MSCT, Index FAO); Biological Abstract (BIOSIS); Zoological Records (BIOSIS); Biological Abstract.

Diseño y diagramación
Débora Cartes S.

Marine Biological Laboratory /
Woods Hole Oceanographic Institution
Library

SEP 1 2 1997

Woods Hole, MA 02543

ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 1 1996

CONTENTS

Carrasco, F.D. The benthic macroinfauna of Concepción Bay, Chile: High ecological dominance at the shallow sublittoral off Lirquén.....1

Arrizaga, A.; M. Fuentealba, V. Yañez & C. Oyarzun. Observations about the diet of *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898 (Perciformes, Nototheniidae) in Southern Chile.....13

Arcos, D.; S. Nuñez E. & A. Acuña C. Small scale variability within the neritic zone of the Talcahuano (Central Chile) upwelling system: Identification and dynamics of the larval retention areas.....21

Cañete, J.I.; V.A. Gallardo; R. Quiñones; F. Carrasco & M. Baltazar. Observations about migration and vertical distribution of *Pleuroncodes monodon* megalopae (Crustacea: Galatheidae) in the continental shelf off San Vicente Bay, Central Chile.....59

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION-CHILE

ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 1 1996

CONTENIDO

Carrasco, F.D. La macroinfauna bentónica de la Bahía Concepción, Chile: Alta dominancia ecológica en el sublitoral somero frente a Lirquén.....1

Arrizaga, A.; M. Fuentealba, V. Yañez & C. Oyarzun. Observaciones sobre la alimentación de *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898 (Perciformes, Nototheniidae), en el Sur de Chile.....13

Arcos, D.; S. Nuñez E. & A. Acuña C. Variabilidad de pequeña escala en la zona nerítica del sistema de surgencia de Talcahuano (Chile Central): Identificación y dinámica de áreas de retención larval.....21

Cañete, J.I.; V.A. Gallardo; R. Quiñones; F. Carrasco & M. Baltazar. Observaciones sobre la migración y distribución vertical de megalopas de *Pleuroncodes monodon* (Crustacea: Galatheidae) en la plataforma continental frente a Bahía San Vicente, Chile central.....59

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION-CHILE

"Los infinitos seres no podrán perfectamente conocerse sino luego que los sabios del país hagan un especial estudio de ellos".

CLAUDIO GAY, Hist. de Chile 1: 14 (1847)

PORTADA:

Claudio Gay Mouret *nació el 18 de marzo de 1800 en Draguignan, departamento de Yar, Francia. Fue Director del Museo Nacional de Historia Natural de Santiago de Chile. Fallece el 29 de noviembre de 1873 en Deffens, Yar, a la edad de 73 años. La presente revista lleva el nombre de "GAYANA" en su homenaje.*

Dr. Andrés O. Angulo
DIRECTOR REVISTA GAYANA

ESTA REVISTA SE TERMINO DE IMPRIMIR
EN LOS TALLERES DE IMPRESOS ANDALIEN
CONCEPCION, CHILE
EN EL MES DE JUNIO DE 1996
LA QUE SOLO ACTUA COMO IMPRESORA
PARA EDICIONES UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

LA MACROINFAUNA BENTONICA DE LA BAHIA CONCEPCION, CHILE: ALTA DOMINANCIA ECOLOGICA EN EL SUBLITORAL SOMERO FRENTE A LIRQUEN

THE BENTHIC MACROINFAUNA OF CONCEPCION BAY, CHILE: HIGH ECOLOGICAL DOMINANCE AT THE SHALLOW SUBLITTORAL OFF LIRQUEN

Carrasco, Franklin D.*

RESUMEN

Se estudia la composición, distribución y abundancia de la macroinfauna bentónica (> 0,5 mm) del sublitoral somero frente a Lirquén, Bahía Concepción, Chile. El macrobentos se estudió en un crucero realizado en abril de 1987, mediante el análisis de los sedimentos recolectados en 5 estaciones. Se utilizó una draga del tipo Emery de 0,025 m^2 y se consideraron 2 réplicas. Se recolectó e identificó sobre 12.280 individuos, los que pertenecían a 38 especies. Los anélidos poliquetos fueron el grupo más abundante con el 98 % del total de la fauna. Destaca nítidamente la contribución del poliqueto *Prionospio peruana* Hartmann-Schroeder (71%), y en seguida la de *Paraprionospio pinnata* (Ehlers) (11%) y *Carazziella carrascoi* Blake (10%). La abundancia promedio varió entre 730 y 2.412 inds./0,025 m^2. El número de especies por estación y la diversidad específica fueron bajas. Las altas dominancias ecológicas presentes y la pobreza de especies explicarían las deprimidas diversidades específicas. Las altas dominancias aquí observadas, con reducidas riquezas específicas, soportan la hipótesis de MacArthur (1969) y rechazan la explicación alternativa de Birch (1981). La ordenación ecológica, Análisis de Coordenadas Principales, revela la presencia de 2 agrupaciones de estaciones: una mayor integrada por las estaciones más profundas y otra menor integrada por la estación más somera y vecina al puerto de Lirquén. Estos resultados y los de la clasificación numérica insinúan la presencia de dos conjuntos ("ensambles") de especies diferentes, uno asociado a las estaciones más profundas y otro afín a la localidad más somera y perturbada.

PALABRAS CLAVES: Macrobentos marino, sublitoral, diversidad específica, dominancia, abundancia, Chile central.

*Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción. Casilla 2407, Concepción, Chile.

ABSTRACT

The composition, distribution and abundance of the shallow sublittoral macrobenthic infauna (> 0.5 mm) off Lirquén harbor, Bahía Concepción, Chile, were analyzed. The macrobenthos was studied in a benthic cruise carried out in April 1987, through the analysis of sediment collected at 5 stations using a 0.025 m^2 Emery grab. Two replicates per station were considered. A total over 12,280 individuals belonging to 38 species were collected and identified. Annelid polychaetes were the most abundant faunal group with 98% of the total fauna. The numerical abundance of polychaete *Prionospio peruana* Hartmann-Schroeder was remarkable (71%), and also the numbers of *Paraprionospio pinnata* (Ehlers) (11%) and *Carazziella carrascoi* Blake (10%). The mean numerical abundance fluctuated from 730 to 2,412 indivs./0.025 m^2. The species numbers per station and the species diversity values were low. The high ecological dominances and the rarity of species numbers explained the low species diversity values. The high numerical dominances here observed, with low species richness, are supporting the MacArthur (1969), hypothesies and reject the alternative explanation of Birch (1981). Principal Coordinates Analysis of the benthic biota, revealed the presence of two main site-groups: one conformed by deeper stations and other small one, only with shallower station E1, which is located nearby to Lirquén harbor. These results and the cluster analysis show the presence of two species assemblages, the first associated to deeper stations and other related to the shallower and polluted station.

KEYWORDS: Marine macrobenthos, sublittoral, species diversity, dominance, numerical abundance, Central Chile.

INTRODUCCION

En las últimos tiempos los ecosistemas marinos costeros han experimentado severos dete-

rioros, debido principalmente a las perturbaciones inducidas por diversas actividades antropogénicas. Probablemente, el tipo de contaminación mejor documentado es el exceso de materia orgánica o enriquecimiento orgánico (Pearson & Rosenberg, 1978; Heip, 1995). En estos lugares, el enriquecimiento orgánico de los sedimentos marinos tiende a ser acompañado por el desarrollo de condiciones anóxicas en el agua del fondo y, de condiciones reductoras en los sedimentos, como resultado de la descomposición de abundante materia orgánica (Gallardo *et al.*, 1972; Bagarinao, 1992).

La situación global señalada ha conllevado a la necesidad de realizar estudios de impacto ambiental e implementación de programas de vigilancia, con el fin de evaluar el estado general de un determinado ecosistema en base al análisis espacio-temporal de los atributos comunitarios de algún componente de la fauna, frecuentemente el macrobentos. Los cambios inducidos en la macrofauna por enriquecimiento orgánico han sido explicados en buena parte por el modelo de Pearson & Rosenberg (1978). En este tipo de estudios, el contar con registros faunísticos lo más temprano posible es de un señalado valor.

La primera contribución sobre el macrobentos de la Bahía Concepción se debe a Gallardo *et al.* (1972), posteriormente ha sido considerado principalmente por Carrasco (1986) y Carrasco *et al.* (1988), y últimamente por Carrasco & Gallardo (1994). La macrofauna de las áreas más someras de la bahía ha sido en parte analizada por Carrasco (1986) y Oyarzún *et al.* (1987). El presente estudio tiene como objetivo central entregar antecedentes sobre el estado, en 1987, de la macrofauna del sublitoral más somero frente a Lirquén, en cuanto a su composición y abundancia, localidad donde existe una intensa actividad antrópica derivada del funcionamiento de un importante puerto comercial.

MATERIALES Y METODOS

Las muestras biológicas se obtuvieron con una draga o tomafondo tipo Emery, con una superficie de mascada de 0,025 m^2, operada desde una embarcación menor, con el cable calibrado en metros. Se muestreó en 5 estaciones, cuyas posiciones se demarcaron visualmente (Fig. 1). La profundidad de la estación E1 era de 13,5 m, para la E2 de 15,5 m, la E3 de 17 m, la E4 de 16,5 m y la E5 de 6,5 m. La estrategia de selección de los lugares de muestreo privilegió situar las estaciones lo más cercanas al área del puerto comercial de Lirquén. Cuatro estaciones se muestrearon el día 9 de abril de 1987, y la restante el 13 de abril.

En cada estación de muestreo se extrajeron 2 réplicas de draga de 0,025 m^2. El lavado y cernido de las muestras se realizó en el laboratorio, utilizándose para ello un tamiz geológico de 500 µm de abertura de mallas. El material retenido se depositó en envases y fue fijado mediante una solución de formaldehído en agua de mar al 10% neutralizada. En el laboratorio, previo a la separación de la fauna, se agregó a los envases con las muestras biológicas cantidades de una solución del colorante Rosa de Bengala que facilita la visualización y separación de los especímenes.

La separación, recuento e identificación de los especímenes biológicos en entidades taxonómicas progresivamente más inferiores, se realizó a continuación con el auxilio de estereomicroscopios y microscopio fotónico. La información básica que así se obtuvo consistió entonces en la abundancia numérica de las diferentes especies de invertebrados contenidas en las réplicas analizadas (ver Anexo 1).

Los análisis biomatemáticos consistieron principalmente en cálculos de la diversidad específica, los que se realizaron con los datos agrupados por estación, y con las siguientes opciones:

(i) Medida (H') de Shannon-Wiener (Pielou, 1966):

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Con la función de Shannon (H'), se utilizó la técnica analítica del acuchillamiento ("jacknife") de datos, para obtener estimadores paramétricos de la media, sesgo y varianza (Sokal & Rohlf, 1981). Las eventuales diferencias de H' en las diversas colecciones se evaluó con la prueba t de Student.

(ii) Número esperado de especies (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971), utilizando m = 10:

$$E(S) = \sum \left[1 - \frac{\binom{N - n_i}{m}}{\binom{N}{m}} \right]$$

Complementariamente, y con valores productos de esta misma relación, se trazaron curvas de diversidad del tipo "rarefaction" de Sanders-Hurlbert (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971).

(iii) Cálculo de la uniformidad o equitatibilidad (Pielou, 1966):

$$J' = H' / \ln S$$

La clasificación numérica, en su modo inverso (Sneath & Sokal, 1973), se realizó con un programa estándar de conglomerados (DENDRO) conformado por subrutinas modificadas de Davis (1973). Se optó por el índice de Canberra (Coleman & Cuff, 1980), con estrategia WPGMA y transformación a la forma Y = Ln (X +1). En este caso se utilizaron solamente las especies cuyas abundancias fueran mayores del 0,2% del total (> 24 especímenes).

La ordenación comunitaria (Gauch, 1982) se realizó mediante análisis de Coordenadas Principales (Gower, 1966), utilizándose como matriz de asociación el índice de Bray-Curtis (Sneath & Sokal, 1973), y los datos transformados a la forma Y = Ln (X + 1).

RESULTADOS

El análisis cuantitativo de la macrofauna (> 0,5 mm) bentónica del área estudiada reveló la presencia en las muestras (10 réplicas de 0,025 m^2) de un total de 12.287 especímenes de invertebrados. Estos individuos correspondían a 6 grupos mayores y pertenecían a un total de 38 especies o formas de: Polychaeta (gusanos marinos), Mollusca (moluscos), Crustacea (crustáceos), Nemertini (gusanos marinos), Oligochaeta (gusanos marinos), y Anthozoa (pepinos de mar o celenterados). La abundancia numérica total de la macroinfauna en las 5 estaciones, expresada tanto en términos del área del muestreador como también estimados del número total de individuos por metro cuadrado, se muestra en la Tabla I.

En la Tabla II se presentan las contribuciones porcentuales, de los diferentes grupos taxonómicos mayores presentes en la macroinfauna del área frente a Lirquén. Resalta ahí, y muy nítidamente, la notable contribución de los gusanos poliquetos.

Las abundancias numéricas totales y porcentajes de los taxa mayores, en las diferentes estaciones consideradas, se presentan en la Tabla III. Al igual que en la tabla anterior, la extraordinaria dominancia de los gusanos marinos poliquetos es muy evidente. Las 12 especies o formas de la macroinfauna, cuyas abundancias numéricas fueron las más relevantes, se entregan en la Tabla IV, donde llama la atención la importante contribución de *Prionospio peruana* Hartmann-Schroeder. Notable es el hecho que las 3 especies más abundantes, i.e. los poliquetos *P. peruana*, *Paraprionospio pinnata* (Ehlers) y *Carazziella carrascoi* (Blake), hacen más del 90 % del total de la macroinfauna estudiada.

La Tabla V presenta los atributos comunitarios, calculados en forma agrupada para cada estación, para la diversidad específica según Shannon (H'), límites de confianza superior (L1) e inferior (L2) de su valor "acuchillado", uniformidad o equidad de las colecciones (J'), número esperado de especies (E(S)), número total de efectivos (N) y número de especies (S). El nivel de la diversidad específica es bajo, especialmente en las estaciones E1, E4 y E5, y la función de Shannon se dispone frecuentemente sobre amplios límites de confianza. Notable es la dominancia ecológica que se observa en las estaciones E1 y E4. Al evaluar los valores de la diversidad específica (H') en las distintas estaciones, se observó que ellas eran del mismo nivel salvo al comparar la estación E3 versus E4, donde las diferencias eran significativas ($P < 0,05$).

En la Figura 2 se presenta el dendrograma resultante de la clasificación numérica inversa,

donde se utilizó la métrica de Canberra como índice de asociación. Se observa en la figura la conformación de 3 grupos mayores de especies. Un grupo A con las especies más abundantes en todas las estaciones, i.e., *Prionospio peruana* y *Paraprionospio pinnata*; un grupo B con especies de presencia compartida en las estaciones E1 a E4; y un grupo C con formas de mayor abundancia en la estación E5, donde destaca *Carazziella carrascoi*.

La Figura 3 presenta un gráfico bidimensional, resultante del análisis de coordenadas principales, basado en el índice de Bray-Curtis. Se puede apreciar en forma clara la disposición en el plano euclidiano de las 5 estaciones en 2 grupos muy diferentes: un grupo con las estaciones E1 a E4 y por otro lado un grupo únicamente con la estación E5.

Curvas de diversidad del tipo "rarefaction" se presentan en la Figura 4. Se observa en ellas pendientes relativamente bajas, situación que insinúa bajas diversidades específicas, en especial en las estaciones E1, E4 y E5, donde el número esperado de especies aparece bajo 10. La localidad más diversa corresponde a la estación E2, donde el mencionado valor alcanza a 18 especies.

DISCUSION

La macrofauna bentónica sublitoral de Lirquén concuerda en sus características generales con los resultados de otras investigaciones realizadas en la Bahía de Concepción (Carrasco, 1986; Oyarzún *et al.*, 1987; Carrasco *et al.*, 1988; Carrasco & Gallardo, 1994). Entre esas características se pueden mencionar, el bajo número de especies o formas encontradas, la consecuente baja diversidad específica, producto sobre todo de la elevada dominancia numérica de unas pocas especies. En este caso es notable la abundancia de *Prionospio peruana*, y en menor grado de *Paraprionospio pinnata* y *Carazziella carrascoi*, las cuales hacen más del 90 % del total de individuos. De estas formas, la primera y tercera exhiben especímenes de una reducida talla. La señalada dominancia ecológica de *P. peruana* ha sido también registrada frente a Tumbes (Bahía Concepción) por Oyarzún *et al.* (1987), así como en otros ambientes costeros del país, como por ejemplo en el Golfo de Arauco (Carrasco & Gallardo, 1995) o frente a Antofagasta (Carrasco, comun. pers.).

La macrofauna estudiada consiste de un conjunto de especies, fundamentalmente depositívoro, con estructura comunitaria de organización simple. Estos rasgos quedan lo suficientemente claros al analizar la información aquí entregada. Así se reafirma el bajo número de categorías taxonómicas mayores (6), bajo número total de especies (38 formas), alta dominancia numérica, valores deprimidos de la función de Shannon y del número esperado de especies de Sanders-Hurlbert, bajas pendientes de las curvas de "rarefaction", etc. Esta condición del macrobentos ya había sido puesta en evidencia para la región, a partir de los trabajos de Gallardo (1968) y Carrasco & Gallardo (1983) en el Golfo de Arauco, y de Carrasco (1986) y Carrasco *et al.* (1988) en Bahía Concepción y Bahía de San Vicente.

La dominancia ecológica ha sido analizada por varios autores, entre ellos MacArthur (1969) y Odum (1971). El primero ha señalado que donde existen muchas especies las abundancias tienden a ser más parecidas, es decir que la dominancia decrece en comunidades de mayor riqueza específica. Posteriormente Birch (1981) ha indicado que la hipótesis de MacArthur (1969) no era consistente con datos de comunidades marnas por él analizados, y concluyó que la evidencia señalaba lo contrario. Así Birch (1981) escribía que existe una tendencia significativa a la dominancia numérica en comunidades más ricas en especies. Los resultados que aquí se presentan, que revelan una fuerte dominancia, rechazan esta última hipótesis y son claramente consistentes con el enunciado alternativo de MacArthur (1969).

La ordenación ecológica, en esta oportunidad análisis de coordenadas principales de Gower, permite claramente agrupar las estaciones en dos grupos. El grupo mayor, con las estaciones más profundas y de un ambiente de arenas finas, i.e. estación E1 a E4 (13,5 a 17 m de profundidad), es faunísticamente bastante homogéneo por sus rasgos comunitarios. Se caracteriza este conjunto ("ensamble") faunístico por las

elevadas abundancias (y dominancias) del poliqueto *Prionospio peruana*. También aparecen como importantes los números de *Paraprionospio pinnata*. Ello hace que estas estaciones presenten una macrofauna muy similar a otras localidades comparables, tanto en el Golfo de Arauco (Carrasco & Gallardo, 1995), Bahía Concepción (Carrasco & Gallardo, 1994), y Valparaíso (Rozbaczylo & Salgado, 1993).

El otro grupo, solamente con la estación E5, es característico de un ambiente más somero (aquí se recolectó a *ca.* 6,5 m de profundidad) y más perturbado, debido a acción humana, en este caso por el vertimiento de aguas servidas y de la actividad portuaria que se desarrolla en la localidad. Este conjunto faunístico correspondería al de una zona de transición ecotonal, con un ambiente de contaminación más moderado (Pearson & Rosenberg, 1978). Esta situación se refleja muy bien en la dominancia del poliqueto *Carazziella carrascoi*, forma que ha sido recolectada en la región en áreas perturbadas (Carrasco, 1986; Oyarzún *et al.*, 1987). Esta especie tiende a presentar un patrón y dinámica poblacional que recuerda a la especie oportunista o estratega de la r de MacArthur & Wilson (Wilson & Bossert, 1971).

La clasificación numérica inversa separa adecuadamente las especies dominantes de ambos "ensambles". Así dispone a *Prionospio peruana* y *Paraprionospio pinnata* en un mismo grupo A, y por otro lado aparte en un grupo C a *Carazziella carrascoi* como también a aquellas especies características de la estación más perturbada o contaminada (E5).

Por último es pertinente recordar que el bentos sublitoral de la región presenta características propias, con conjuntos faunísticos adaptados a una subsistencia, donde es frecuente en primavera y verano la ocurrencia de una eutroficación natural, que conlleva valores mínimos del contenido de oxígeno disuelto del agua de fondo, y fondos reductores con producción de sulfuro de hidrógeno (H_2S). Sobre este marco habría que agregar la intrusión de aguas pobres en oxígeno derivadas de afloramientos costeros, como asimismo la introducción al mar de contaminantes producto de la creciente intervención antrópica. Condiciones y perturbaciones, que deberían reflejarse adaptativamente en la observada sencilla organización comunitaria del macrobentos sublitoral de esta área del Pacífico sudoriental.

AGRADECIMIENTOS

Deseo dejar constancia de mi reconocimiento al técnico Sr. Luis Aburto C., por su valioso y muy profesional apoyo en la realización del crucero de estudio realizado a Lirquén, como asimismo en el laboratorio en la laboriosa etapa del "sorting" e identificación de la fauna.

BIBLIOGRAFIA

BAGARINAO, T. 1992. Sulfide as an environmental factor and toxicant: tolerance and adaptations in aquatic organisms. Aquatic Toxicology 24: 21-62.

BIRCH, D.W. 1981. Dominance in marine ecosystems. Amer. Natur. 11: 262-274.

CARRASCO, F.D. 1986. Conjuntos faunísticos de anélidos y sus variaciones temporales en el macrobentos de la Bahía de Concepción, Chile. Tesis, Universidad de Concepción.

CARRASCO, F.D. AND V.A. GALLARDO. 1983. Abundance and distribution of the macrobenthic infauna of the Gulf of Arauco, Chile. Int. Revue ges. Hydrobiol. 68: 825-838.

CARRASCO, F.D., V.A. GALLARDO AND S. MEDRANO. 1988. Sublittoral macrobenthic infaunal assemblages of two nearby embayments from Central Chile. Int. Revue ges. Hydrobiol. 73 (4): 441-455.

CARRASCO, F.D. Y V.A. GALLARDO. 1994. Diversidad, distribución y abundancia del macrobentos sublitoral, y observaciones sobre la dinámica temporal de corto término de los sedimentos de la Bahía Concepción, Chile. Gayana (Oceanol.) 2(2): 49-68.

CARRASCO, F.D. & V.A. GALLARDO. 1995. La macroinfauna del sublitoral arenoso del Golfo de Arauco, Chile: alta afinidad faunal del conjunto bentónico asociado. Gayana (Oceanol.) 3: 53-73.

COLEMAN, N. & W. CUFF. 1980. The abundance, distribution and diversity of the molluscs of Western Port, Victoria, Australia. Malacologia 20: 35-62.

DAVIS, J.C. 1973. Statistics and Data Analysis in Geology. J. Wiley & Sons, New York.

GALLARDO, V.A. 1968. Observaciones sobre la fauna bentónica del Golfo de Arauco. Bol. Soc. Biol. Concepción 40: 145-160.

GALLARDO, V.A., J.C. CASTILLO Y L.A. YAÑEZ. 1972. Algunas consideraciones preliminares sobre la ecología bentónica de los fondos sublitorales blandos en la Bahía de Concepción. Bol. Soc. Biol. Concepción 44: 169-190.

GALLARDO, V.A., F.D. CARRASCO, R. ROA AND J.I. CAÑETE. 1995. Ecological patterns in the benthic

macrobiota across the continental shelf off Central Chile. Ophelia 40: 167-188.

GAUCH, H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 298 pp.

GOWER, J.C. 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. Biometrika 53: 325-338.

HEIP, C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. Ophelia 41: 113-136.

HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.

MACARTHUR, R.H. 1969. Patterns of communities in the tropics. Biol. J. Linn. Soc. 1: 19-30.

ODUM, E.P. 1971. Fundamentals of Ecology. Saunders, Philadelphia.

OYARZUN, C., F.D. CARRASCO Y V.A. GALLARDO. 1987. Some peculiarities of the macrobenthic infauna at Talcahuano, Chile. Cah. Biol. Mar. 28: 429-446.

PEARSON, T.H. Y R. ROSENBERG. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev. 16: 229-311.

PIELOU, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theoret. Biol. 13: 131-144.

ROZBACZYLO, N. & P. SALGADO. 1993. Poliquetos Spionidae de fondos blandos submareales de la Bahía de Valparaíso, Chile (Annelida, Polychaeta). Estud. Oceanol. 12: 17-28.

SANDERS, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. Amer. Nat. 102: 243-282.

SNEATH, P.H.A. AND R.R. SOKAL. 1973. Numerical Taxonomy - the principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman, San Francisco. 573 pp.

SOKAL, R.R. Y F.J. ROHLF. 1981. Biometry - the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman, San Francisco. 776 pp.

WILSON, E.O. & W.H. BOSSERT. 1971. Primer of Population Biology. Sinauer Associates, Stamford. 192 pp.

TABLA I. Abundancia numérica de individuos de la macroinfauna en las estaciones estudiadas frente a Lirquén. Se muestran los números promedio por réplica, su desviación estándar (s) y la densidad por metro cuadrado.

Estación	Nº inds./0,025 m²	s	Nº inds./m²
E1	2.412	436	96.480
E2	754	507	30.140
E3	730	63	29.180
E4	1.494	641	59.760
E5	755	602	30.180

TABLA II. Contribución al total y porcentual de los grupos taxonómicos mayores encontrados en las muestras analizadas en el sublitoral somero frente a Lirquén.

Taxón	Número	%
Polychaeta	12.041	98,00
Mollusca	140	1,14
Crustacea	75	0,61
Nemertini	20	0,16
Oligochaeta	9	0,07
Anthozoa	2	0,02

TABLA III. Abundancia numérica (N/0,05 m²) por estación, de los taxa que comprenden la macrofauna sublitoral frente a Lirquén.

	E1		E2		E3		E4		E5	
Taxón	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Polychaeta	4.783	99,2	1.421	94,3	1.423	97,5	2.972	99,5	1.425	94,4
Mollusca	17	0,4	48	3,2	16	1,1	14	0,5	49	3,2
Crustacea	16	0,3	14	0,9	14	1,0	3	0,1	28	1,9
Nemertini	6	0,1	4	0,3	2	0,1	-	-	8	0,5
Oligochaeta	1	0,0	3	0,2	2	0,1	1	0,0	-	-
Anthozoa	-	-	2	0,1	-	-	-	-	-	-

TABLA IV. Especies de invertebrados más abundantes recolectadas en el macrobentos del sublitoral somero de Lirquén. Se entregan las abundancias numéricas totales (N) y sus respectivos porcentajes.

	Especie	N	%
(P)	*Prionospio peruana*	8.745	71,2
(P)	*Paraprionospio pinnata*	1.329	10,8
(P)	*Carazziella carrascoi*	1.192	9,7
(P)	*Cossura chilensis*	362	2,9
(G)	*Nassarius gayi*	87	0,7
(P)	*Nephtys ferruginea*	85	0,7
(P)	*Glycera americana*	71	0,6
(P)	*Pholoides tuberculata*	57	0,5
(B)	*Mulinia edulis*	47	0,4
(C)	*Pagurus* sp.	36	0,3
(P)	*Lumbrineris bifilaris*	36	0,3
(P)	*Haploscoloplos kerguelensis*	31	0,3

P = poliqueto, G = gastrópodo, B = bivalvo, C = crustáceo

TABLA V. Valores calculados en forma agrupada para cada estación, de la diversidad específica según Shannon (H'), sus estimados acuchillados (H'j), límites de confianza (L1 y L2), equidad (J'), y número esperado de especies (E(S)) para m = 10. Se presentan también el número de especies (S) y el número total de especímenes.

Estación	H'	H'j	L1	L2	J'	E(s)	S	N
E1	0,254	-1,855	-6,700	2,996	0,078	1,36	26	4.824
E2	1,332	1,508	-0,236	3,252	0,416	3,48	24	1.507
E3	1,330	2,040	1,190	2,889	0,444	3,46	20	1.459
E4	0,498	0,198	-1,505	1,901	0,180	1,91	16	2.989
E5	0,780	0,959	-0,304	2,222	0,265	2,42	19	1.508

Anexo 1. Abundancia numérica (N/ 0,025 m²) de la macrofauna bentónica recolectada en el sublitoral somero frente a Lirquén (Bahía Concepción, Chile) en 1987.

	E11	E12	E21	E22	E31	E32	E41	E42	E51	E52
Paraprionospio pinnata	13	34	68	148	481	356	17	210	2	0
Prionospio peruana	2052	2597	200	815	25	192	1010	1641	205	8
Carazziella carrascoi	0	0	0	0	0	0	0	0	87	1105
Nephtys ferruginea	7	7	21	16	12	9	0	10	3	0
Pholoides tuberculata	4	6	14	21	5	0	0	6	1	0
Mediomastus branchiferus	1	4	5	3	3	3	0	0	1	6
Haploscoloplos kerguelensis	1	2	9	6	1	4	0	8	0	0
Aricidea pigmentata	1	4	1	6	1	3	0	0	0	0
Anaitides sp.	6	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Goniada ? peruana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phyllodoce sp.	4	1	0	0	5	2	0	1	0	0
Scolelepis quinquedentata	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Nereis dorsolobata	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0
Podarke sp.	0	0	0	0	6	4	2	0	0	0
Sthenelais helenae	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Diopatra chiliensis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Polynoe sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Oligochaeta	1	0	0	3	4	0	1	0	0	0
Lineus sp.	2	4	1	3	1	1	0	0	3	5
Nassarius gayi	5	6	22	22	13	3	2	10	2	2
Mulinia edulis	1	1	1	1	0	0	0	0	13	30
Ampeliscidae	1	0	0	0	5	1	0	1	0	1
Pagurus sp.	3	12	6	6	4	0	1	1	3	0
Nuculana sp.	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Glycera americana	0	5	0	16	4	9	2	35	0	0
Polydora ?socialis	0	2	1	21	0	0	0	0	0	0
Lumbrineris bifilaris	0	6	15	3	5	1	2	2	1	1
Pectinaria chilensis	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Cossura chilensis	0	11	22	15	105	184	4	21	0	0
Eteone sp.	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Magelona phyllisae	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0
Owenia fusiformis	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0
Cirriformia sp.	0	0	4	1	0	0	0	0	1	0
Pinnixa bahamondei	0	0	2	0	2	2	0	0	3	18
Callianassa garthi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
?Saccactis sp.	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Ameghinomya antiqua	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Caecum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

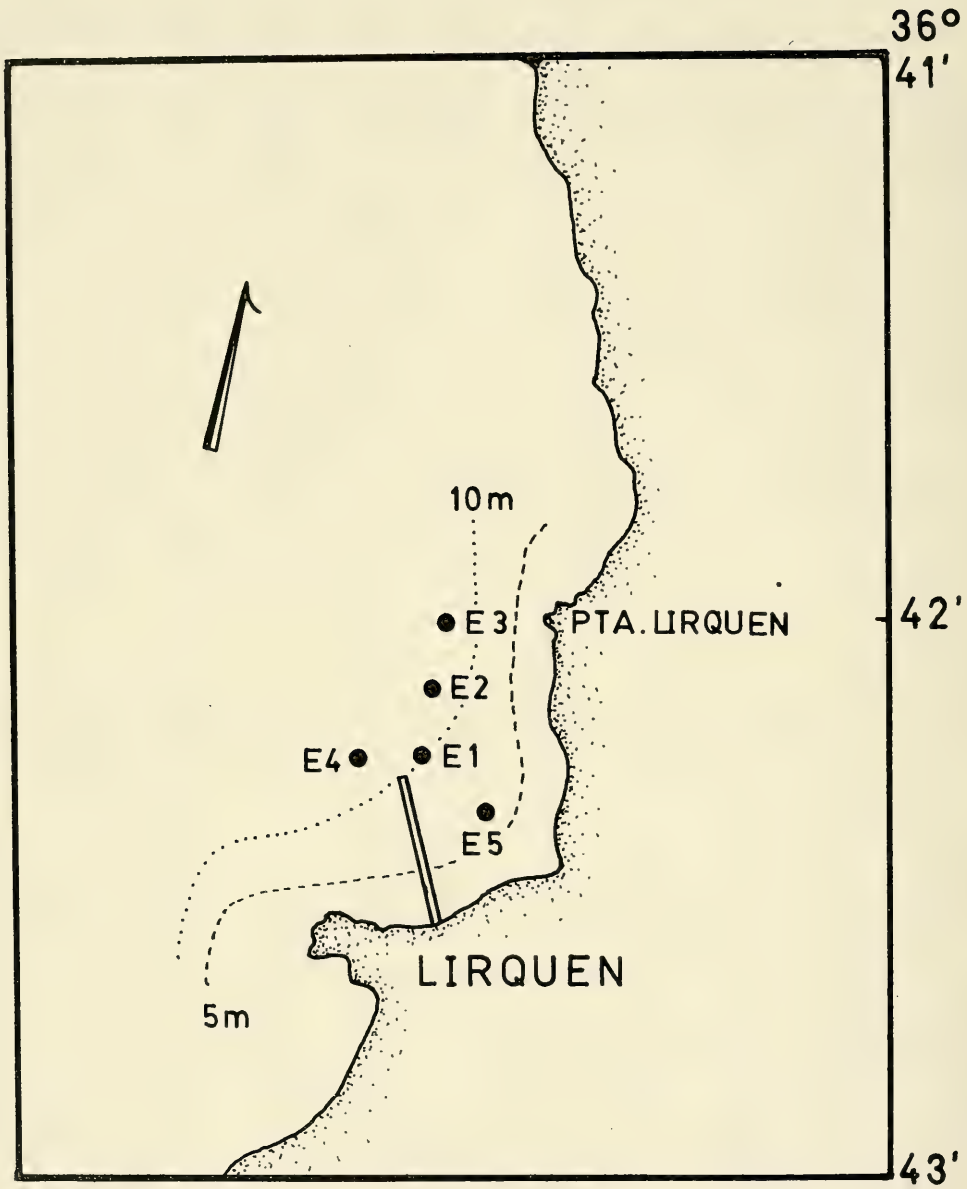


FIGURA 1. Carta geográfica del área marina frente al Puerto de Lirquén (Bahía Concepción, Chile), donde se indica el área de estudio y la posición de las 5 estaciones analizadas en abril de 1987.

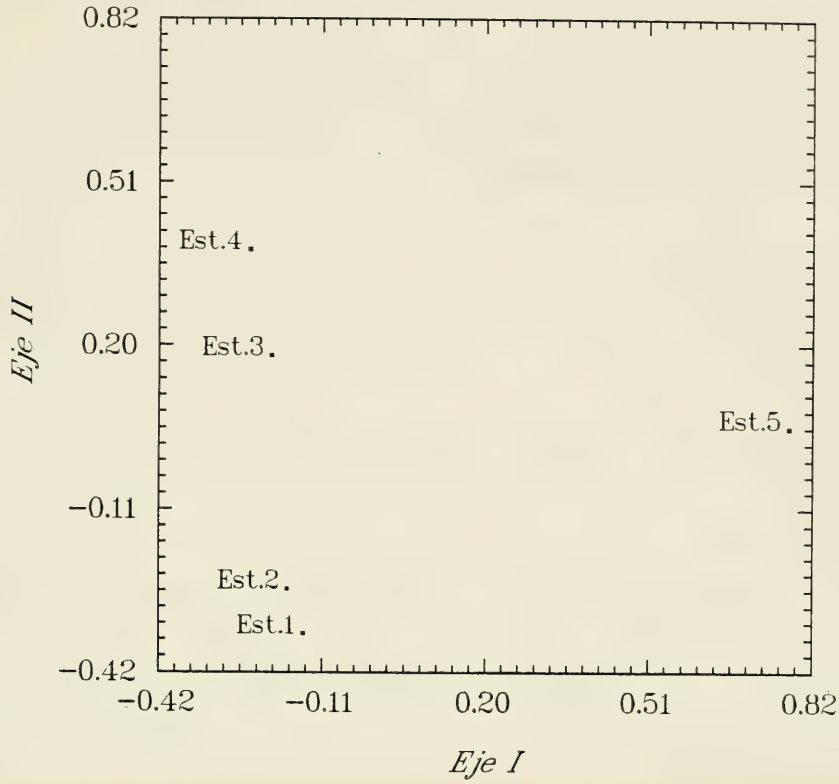


FIGURA 3. Resultados de la ordenación comunitaria (Análisis de Coordenadas Principales de Gower (1966)) de los valores de abundancia numérica de las 5 estaciones (E1, E2, E3, E4 y E5) macrobentónicas sublitorales analizadas frente a Lirquén en abril de 1987 (Eje I = 45% y Eje II = 22% de la varianza).

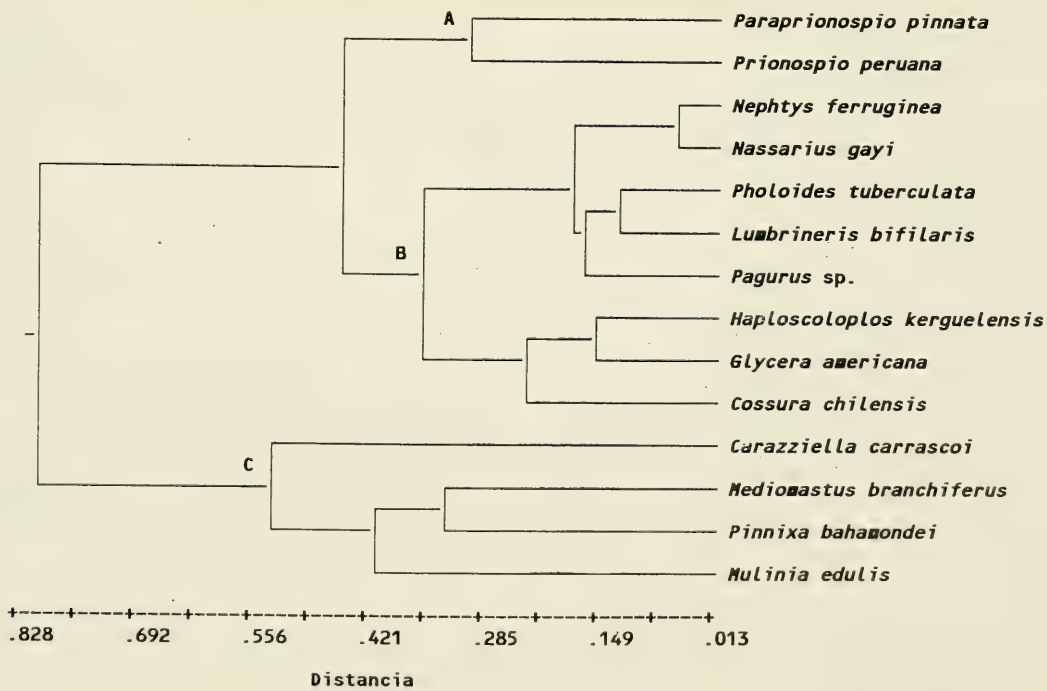


FIGURA 2. Dendrograma producto del Análisis de Clasificación Numérica (Análisis de Conglomerados) inverso para las especies más abundantes del sublitoral somero frente a Lirquén. Las letras A, B y C denotan las agrupaciones mayores conformadas.

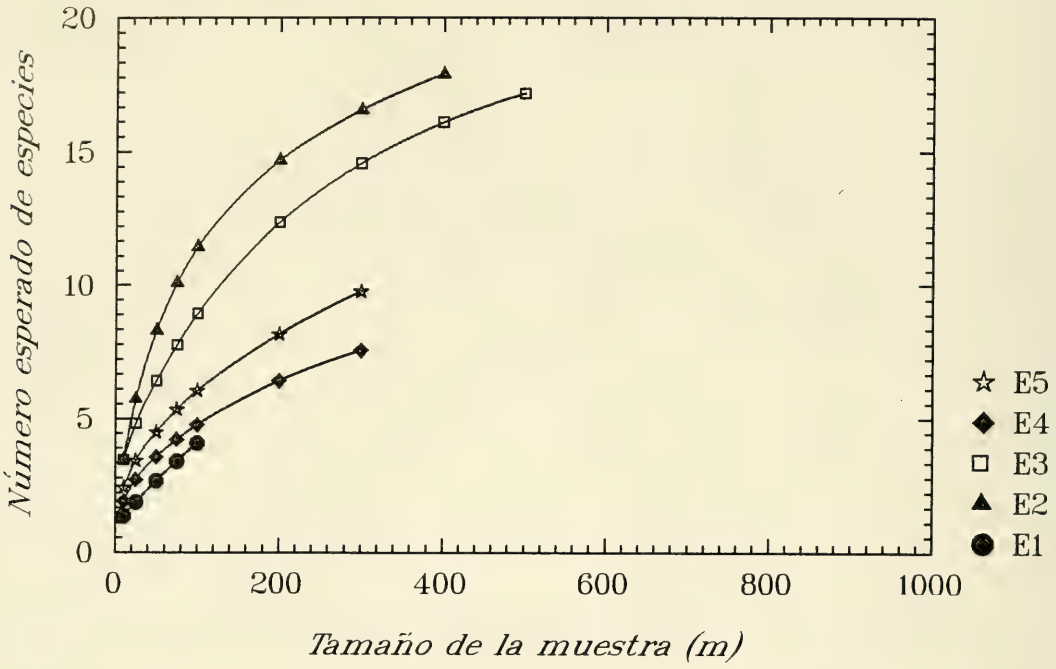


FIGURA 4. Curvas de diversidad del tipo "rarefaction" de Sanders-Hurlbert, para el número esperado de especies de la macroinfauna bentónica recolectadas en 5 estaciones (E1, E2, E3, E4 y E5) sublitorales frente a Lirquén, Chile, en abril de 1987. La abscisa corresponde al tamaño de la muestra (n) y la ordenada al número esperado de especies ($E(S_n)$).

Gayana Oceanol. 4(1): 13-19, 1996 ISSN 0716-9655

OBSERVACIONES SOBRE LA ALIMENTACION DE *DISSOSTICHUS ELEGINOIDES* SMITT 1898 (PERCIFORMES, NOTOTHENIIDAE) EN EL SUR DE CHILE

OBSERVATIONS ABOUT THE DIET OF DISSOSTICHUS ELEGINOIDES *SMITT 1898 (PERCIFORMES, NOTOTHENIIDAE) IN SOUTHERN CHILE*

Arrizaga, A.[1]; M. Fuentealba[1]; V. Yáñez[2] & C. Oyarzún[3]

RESUMEN

Se estudió el contenido estomacal de 186 ejemplares de *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898, capturados entre Queule (39°20'S) y Punta Falsa Galera (39°58'S), Chile. Se utilizaron los métodos numérico, gravimétrico, de frecuencia y el índice de importancia relativa (IIR) para determinar la principal incidencia de un ítem alimentario. Sólo 76 ejemplares del total capturados entre 518 y 1.040 m, presentaron estómagos con contenido. El espectro de presas de *D. eleginoides* alcanzó a 9 taxa. De acuerdo al IIR esta especie es piscívora en más de un 75% de la dieta. Se identificaron dos grupos tróficos: (1) individuos menores de 90 cm, con *Helicolenus lengerichi* (Scorpaenidae) como presa más importante (30,1% IIR); y (2) individuos mayores a 90 cm con Squalidae como ítem presa más importante (18,7% IIR), seguido por canibalismo (11,5% IIR). Mediante el índice de Bray-Curtis se estimó que existe alta similitud alimentaria, 77,1% entre las dos profundidades analizadas (518-778 m y 843-1.040 m).

PALABRAS CLAVES: Alimentación, dieta, peces, Nototheniidae, bacalao, *Dissostichus*, Chile.

ABSTRACT

Stomach contents from 186 individuals of *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898, captured between Queule (39°20'S) and Punta Falsa Galera (39°58'S), Chile, were studied. Numeric, gravimetric and frequency methods and the relative importance index (IIR) were used to determine the incidence of a particular food item on the diet. Only 76 individuals of the total, fishing between 518 and 1,040 m contained prey items. The total prey spectrum reached 9 taxa. Two trophic groups were recognized: (1) fishes smaller than 90 cm, preying mainly on *Helicolenus lengerichi* (Scorpaenidae) (30,1% IIR); and (2) fishes larger than 90 cm, preying mainly on Squalidae (18,7% IIR), follwed by cannibalism (11,5% IIR). Fishes capture at different depths (518-778 m to 843-1,040 m) showed a high similarity (77,1%) in food items.

KEYWORDS: Feeding, diet, fishes, Nototheniidae, *Dissostichus*, Chile.

INTRODUCCION

Dissostichus eleginoides Smitt 1898, es una especie de la familia Nototheniidae, conocida también como "bacalao de profundidad o dientudo", que se distribuye desde la costa argentina hasta el Sur de Perú (Oyarzún & Campos, 1987) a profundidades que fluctúan entre los 500 y 2.000 m (Salas *et al.*, 1987). En los últimos veinte años esta especie se ha agregado al grupo de peces demersales de importancia comercial; inicialmente fue identificada como *Dissostichus amissus* (Gill & Townsend, 1901), cuando en realidad corresponde a *D. eleginoides* (Oyarzún & Campos, *op. cit.*). El desembarque nacional en 1994 superó las 21 mil toneladas (SERNAP, 1994), las que son destinadas a congelado para exportación.

Existe poca información sobre aspectos tróficos de esta especie (Movillo & Bahamonde,

[1]Centro EULA-Chile, Casilla 156-C, Universidad de Concepción, Concepción.
[2]Soc. Ed. del Andalién, Maipú 1256, Concepción.
[3]Universidad Católica de la Ssma. Concepción, Casilla 297, Concepción.

1971; Arrizaga *et al.*, 1984; Campos *et al.*, 1988). Es importante entender el rol de los peces depredadores dentro de su ecosistema; además es esencial reconocer cuál es el alimento principal de los peces, especialmente cuando se trata de especies recurso, ya que éste es un importante factor regulador, o al menos afecta características como abundancia, crecimiento, migración u otras (Yáñez-Arancibia & Nugent, 1977; Papaconstantinou & Caragitsou, 1987); de tal forma, el estudio de la alimentación de los diversos organismos de un área permite el conocimiento de las tramas tróficas. Consecuentemente, este trabajo tiene por objeto describir la alimentación de *D. eleginoides*.

MATERIALES Y METODOS

Se analizaron 186 ejemplares de *D. eleginoides*, obtenidos en 10 muestreos en el área comprendida entre Queule (39°20'S) y Punta Falsa Galera (39°58'S) durante noviembre de 1986 y febrero de 1987 (Fig. 1). Los ejemplares fueron capturados con espinel de fondo, como fauna acompañante del congrio dorado, *Genypterus blacodes* (Schneider, 1801) a profundidades que oscilaron entre 518-1.040 m.

Los ejemplares fueron medidos en su longitud total (LT), extrayéndoseles el estómago, el cual se conservó en formalina al 10% para su posterior análisis. Los estómagos fueron analizados individualmente; los ítemes presa fueron identificados al nivel taxonómico más bajo posible, según el estado de digestión. Los restos no identificables fueron agrupados en categorías más amplias. Las presas fueron contadas y pesadas. Los datos se analizaron mediante los métodos numérico, frecuencia y gravimétrico (Hynes, 1950). Además se utilizó el método empleado por Pinkas *et al.* (1971, *fide*, Berg, 1979) quienes relacionaron éstos tres métodos, obteniendo el Indice de Importancia Relativa (IIR). La similitud entre las presas de los contenidos estomacales a diferentes profundidades (518-778 m y 843-1.040 m) se midió con el índice de Bray-Curtis (Bloom,1981).

RESULTADOS

El rango de tamaños de los ejemplares de *D. eleginoides* fluctuó entre 40 a 150 cm LT; de los cuales sólo el 42% presentaba contenido estomacal. El espectro trófico que presentó la especie estuvo compuesto por 9 taxa, siendo los teleósteos los más importantes en todo el rango de tamaño, representados por *Macroronus magellanicus* Lönnberg, 1907, *Helicolenus lengerichi* Norman, 1937, *Ariosoma* sp., *Trachurus murphyi* Nichols 1920, *Merluccius gayi* (Guichenot 1848) y la ocurrencia de canibalismo; los elasmobranquios están representados por Squalidae en los ejemplares de tamaños superiores a 90 cm LT (48,8% IIR, 91-100 cm y 12,6% IIR, 101-110 cm LT) (Tabla 1).

Se identificaron dos grupos tróficos con un nivel de similitud trófica de 63% (Tabla 2; Fig. 2), con los siguientes grupos: (1) individuos menores de 90 cm LT, caracterizados por la presencia de *H. lengerichi* (30,1% IIR), *Ariosoma* sp. (15,7% IIR), *T. murphyi* (9,3% IIR) y *M. gayi* (1,4% IIR); y (2) individuos mayores de 90 cm LT caracterizados por la presencia de canibalismo (11,5% IIR), Squalidae (18,7% IIR) y Cephalopoda (4,9% IIR). En ambos grupos está presente *Heterocarpus reedi* Bahamonde, 1955 (39,9 y 17,3% IIR respectivamente). De acuerdo al índice de Bray-Curtis, entre las dos profundidades analizadas existe alta similitud alimentaria, 77% (Tabla 3).

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Al comparar los resultados del presente estudio con la literatura se observa que existen diferencias en la dieta de *D. eleginoides* dependiendo de la latitud; en el área de estudio esta especie depreda fundamentalmente sobre peces (*H. lengerichi*, *Ariosoma* sp., Squalidae, presentando además canibalismo). En el litoral de la Octava Región Arrizaga *et al.* (1984) destacaron que la dieta de *D. eleginoides* estaba compuesta por crustáceos bentónicos como *Cervimunida johni* Porter, 1903 y *H. reedi*; además de tejidos blandos de peces y restos óseos identificados como pertenecientes a *T. murphyi*, lo que pone de manifiesto que *D. eleginoides* es un carnívoro ca-

paz, incluso de incidir sobre otro predador tan veloz como es el jurel. Por otra parte Campos *et al.* (1988) señalaron para esta misma área, *D. eleginoides* presentó una dieta piscívora, siendo los teleósteos las presas más abundantes, representados por *M. magellanicus*, *T. murphyi*, *M. gayi*, *Coryphaenoides* cf., *Coelorhynchus aconcagua* Iwamoto,1978 y *Scomberesox scurus scombroides* (Richardson, 1842); además presentaba cefalópodos y crustáceos representados por *H. reedi*, *Libidoclaea granaria* y *Pandalopsis* sp.; no encontrando diferencias en la dieta de machos y hembras, ni entre diferentes profundidades. En la Quinta Región, Movillo & Bahamonde (1971) informaron que *D. eleginoides* depreda fundamentalmente sobre Cephalopoda, *H. reedi* y peces Teleóstomos.

Se puede señalar que *D. eleginoides* tiene un amplio espectro trófico, con presas de conducta bentodemersal, demersal y pelágica; lo que estaría relacionado con su amplia distribución batimétrica y por su capacidad de realizar importantes migraciones verticales (Oyarzún *et al.*, 1988). Además *D. eleginoides* en la X Región presenta un comportamiento trófico que corresponde al nivel de consumidor terciario, que se refleja principalmente por la alta presencia de peces.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los pescadores de la lancha "Paulina", por permitir el uso de su embarcación para la recolección de las muestras y por su valiosa colaboración en los muestreos. Así mismo nuestro reconocimiento a los revisores anónimos por mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFIA

ARRIZAGA, A., C. OYARZUN, A. TRONCOSO, V. SOTO & E. AVELLO. 1984. Antecedentes biológicos y pesqueros (preliminares) de *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898; Perciformes, Nototheniidae, en el litoral de la Octava Región. 4ta Jornadas de Cs. del Mar. Res. (no publicado).

BERG, J. 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens*. Mar. Biol. 50:263-273.

BLOOM, S. 1981. Similarity indices in community studies: potencial pitfalls. Mar. Ecol. Prog. Ser. 5:125-128.

CAMPOS, P. S. MORA & C. OYARZUN. 1988. Conducta trófica de *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898 en la zona de Talcahuano. 8va Jornadas de Cs. del Mar. Res. (no publicado).

HYNES, H. 1950. The food of freshwater stklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitus*) with a rewiew of methods and their application. J. Fish Biol. 17:411-429.

MOVILLO, J. & N. BAHAMONDE. 1971. Contenido gástrico de *Dissostichus amissuss* Gill & Townsend en San Antonio. Not. Mensual. Mus. Nac. Hist. Nat., 175:9-11.

OYARZUN, C. & P. CAMPOS. 1987. *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898; consideraciones sobre su determinación taxonómica e implicancias biogeográficas (Pisces, Perciformes, Nototheniidae). Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 23(2):173-192.

OYARZUN, C.; P. CAMPOS & H. VALERIA. 1988. Adaptaciones para la flotabilidad en *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898 (Pisces, Perciformes, Nototheniidae). Inv. Pesq. 52(4):455-466.

PAPACONSTANTINOU, C. & E. CARAGITSOU. 1987. The food of hake (*Merluccis merluccius*) in Greek Seas. Vie Milieu 37(2):77-83.

SALAS, R.; H. ROBOTHAM & G. LIZAMA. 1987. Investigación del Bacalao, Octava Región. Intendencia Región del Biobío. Secretaría Regional de Planificación y Coordinación de la Región del Biobío. Instituto de Fomento Pesquero. 175 pp. (no publicado).

SERNAP. 1994. Anuario Estadístico de Pesca, 1994. Servicio Nacional de Pesca. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción. Chile. 236 pp.

YAÑEZ-ARANCIBIA, C. & R. NUGENT. 1977. The ecological role of fish in estuaries and coastal lagoons. An Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nac. Auton. México. 4(1):107-114.

TABLA I. Indice de Importancia Relativa (porcentaje) de las presas de *D. eleginoides* de diferentes tamaños. ( ) = número de ejemplares.

Presa	Longitud Total (cm)								
	41-50	51-60	61-70	71-80	81-90	91-100	101-110	111-120	121-150
	(10)	(10)	(13)	(16)	(12)	(4)	(3)	(5)	(3)
H. lengerichi	5,58	25,56	---	---	---	---	---	---	---
T. murphyi	---	9,91	---	---	---	---	---	---	---
M. gayi	---	---	0,50	---	---	---	---	---	---
D. eleginoides	---	---	---	---	---	---	---	35,10	---
Ariosoma sp.	---	---	---	13,50	7,82	---	---	---	---
M. magellanicus	3,39	---	---	---	---	---	59,8	---	77,17
Resto Macruridae	---	---	0,48	---	---	---	---	---	---
Squalidae	---	---	---	---	---	48,83	12,64	---	---
Resto de peces	53,31	63,15	97,02	73,42	76,69	34,19	14,92	34,60	---
H. reedi	34,03	---	2,00	10,13	15,49	16,99	13,36	---	22,83
Resto de crustáceos	3,14	2,38	---	2,95	---	---	---	15,40	---
Cephalopoda	---	---	---	---	---	---	---	14,89	---

TABLA II. Indice de Importancia Relativa de las presas de *D. eleginoides* en grupos tróficos.

Presa	Grupo Trófico			
	1		2	
	IIR	%	IIR	%
H. lengerichi	1.106,5	30,08	---	---
M. magellanicus	86,3	2,35	8.224,1	47,61
T. murphyi	343,3	9,33	---	---
M. gayi	48,8	1,33	---	---
D. eleginoides	---	---	1.981,6	11,47
Ariosoma sp.	557,1	15,68	---	---
Resto macruridae	46,4	1,26	---	---
Squalidae	---	---	3.236,9	18,74
H. reedi	1.470,7	39,98	2.991,8	17,32
Cephalopoda	---	---	840,8	4,87

Grupo 1: < 90 cm LT
Grupo 2: > 90 cm LT

TABLA III. Porcentaje del IIR de las presas de *D. eleginoides* en diferentes profundidades. IS = 77,12%. ( ) = número de ejemplares.

Presa	Profundidad	
	518-778 m (30)	843-1.040 m (46)
H.lengerichi	2,76	0,13
M. magellanicus	2,57	8,85
T. murphyi	1,03	---
M. gayi	---	0,12
D. eleginoides	---	1,32
Ariosoma sp.	---	1,65
Resto Macruridae	---	0,12
Squalidae	0,45	0,12
Resto peces	58,30	53,94
H. reedi	2,21	12,72
Resto crustáceos	0,83	3,73
Cephalopoda	21,84	17,32

IS= Indice de Similitud (Bray-Curtis)

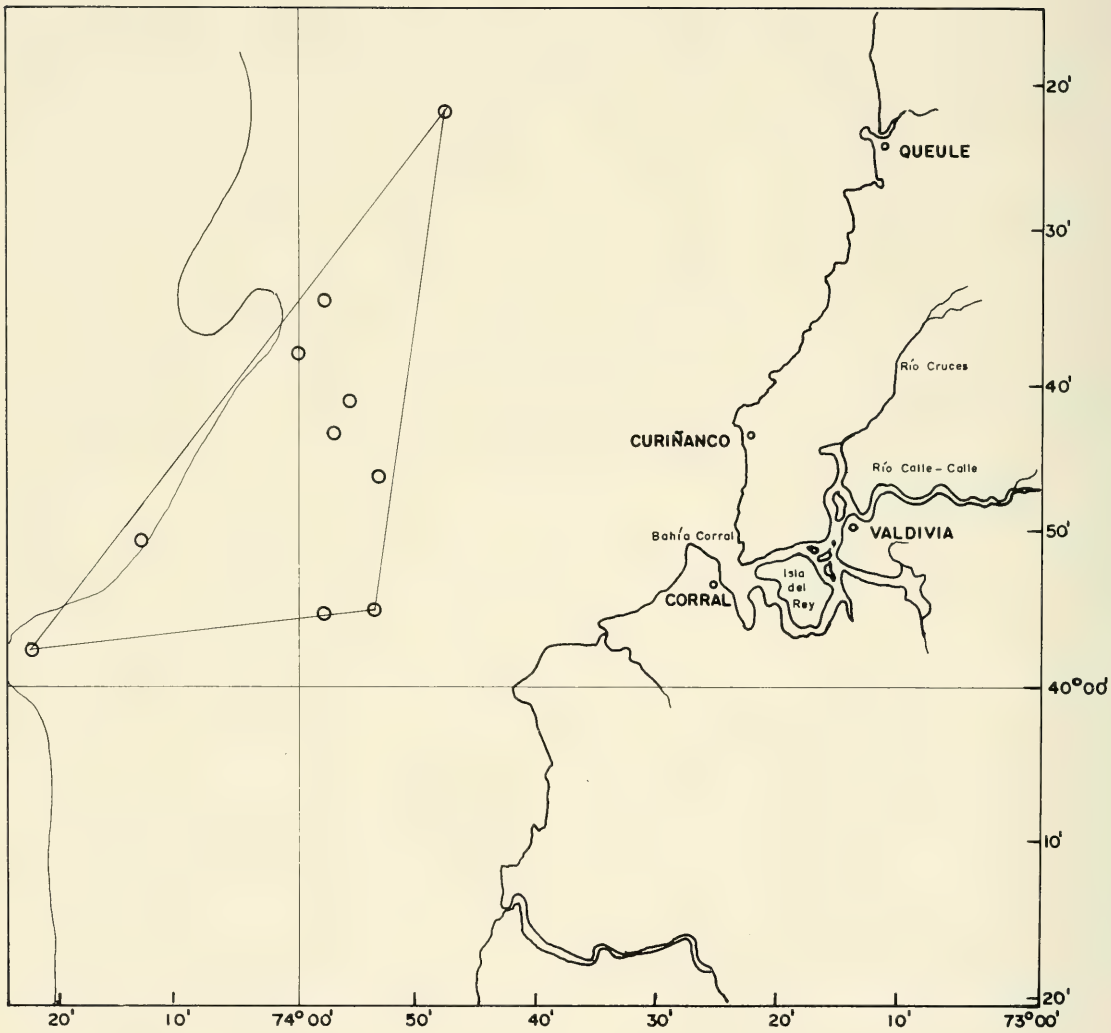


Fig. 1

FIGURA 1. Area de estudio (los círculos corresponden al lugar de los muestreos).

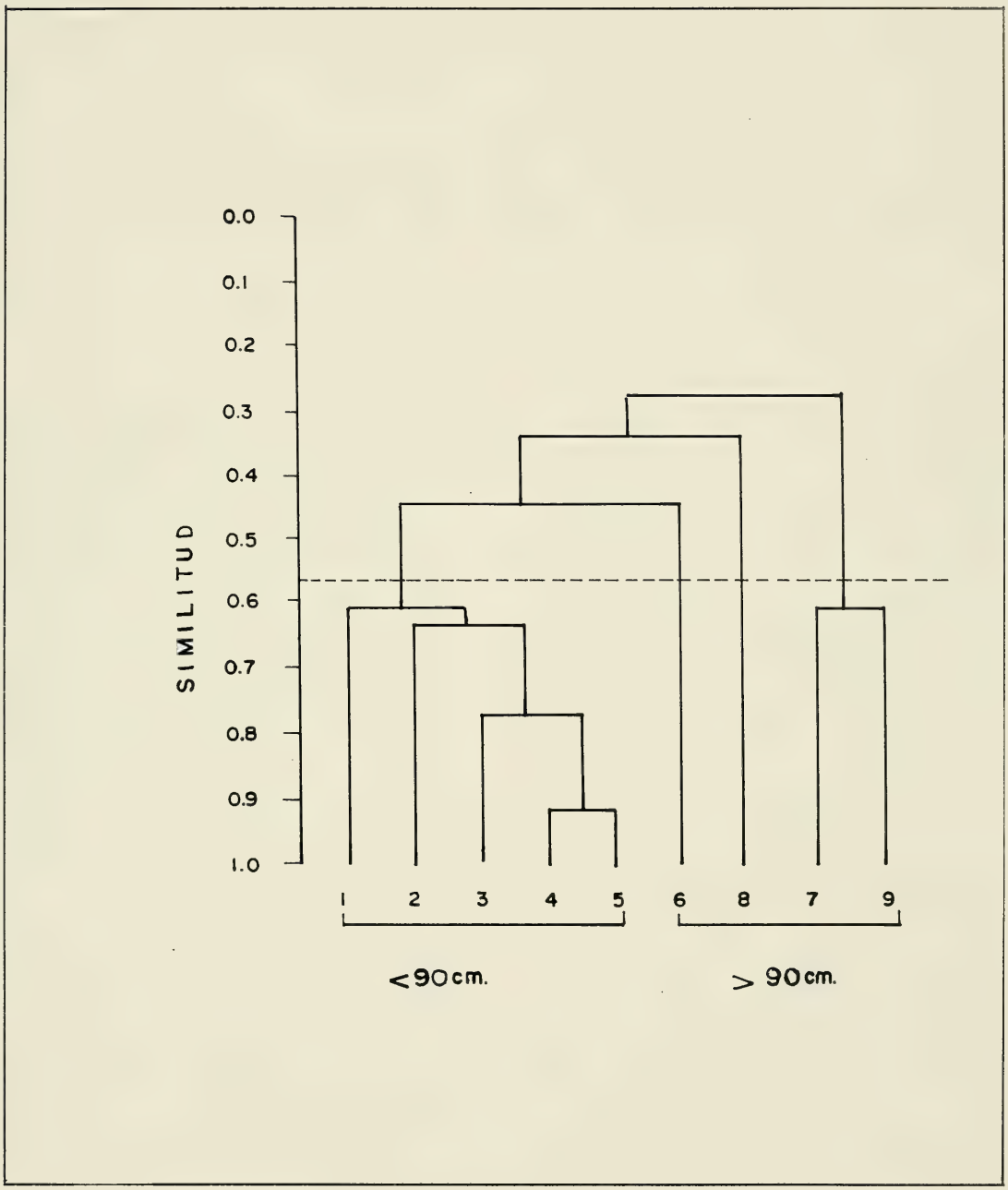


FIGURA 2. Dendrograma de clasificación de *D. eleginoides* por rango de tamaño, basado en el IIR (porcentaje) de los ítemes presa. La línea punteada indica el nivel de similitud dentro del rango de tamaños del depredador; X = 63%. (1: 41-50 cm LT; 2: 51-60 cm LT; 3: 61-70 cm LT; 4: 71-80 cm LT; 5: 81-90 cm LT; 6: 91-100 cm LT; 7: 101-110 cm LT; 8: 111-120 cm LT; 9: 121-150 cm LT).

Gayana Oceanol. 4(1): 21-58, 1996 ISSN 0716-9655

VARIABILIDAD DE PEQUEÑA ESCALA EN LA ZONA NERITICA DEL SISTEMA DE SURGENCIA DE TALCAHUANO (CHILE CENTRAL): IDENTIFICACION Y DINAMICA DE AREAS DE RETENCION LARVAL

SMALL SCALE VARIABILITY WITHIN THE NERITIC ZONE OF THE TALCAHUANO (CENTRAL CHILE) UPWELLING SYSTEM: IDENTIFICATION AND DYNAMICS OF THE LARVAL RETENTION AREAS

Arcos, Dagoberto F.[1,2]; Sergio Núñez E.[2] y Adolfo Acuña C.[3]

RESUMEN

Se analiza la variabilidad (oceanográfica y biológica) espacial y temporal de pequeña escala, en el sistema nerítico frente a Talcahuano (37°S), asociado a la alternancia de eventos activos de surgencia, con el objeto de establecer la dinámica de sectores que puedan ser considerados como áreas de resguardo de larvas de peces. Las correlaciones entre fluorescencia *in vivo* e índice de fluorescencia indicaron que aquellos lugares con altos valores de fluorescencia, son los que presentan poblaciones más estabilizadas y con mayores tasas de crecimiento. La correlación entre fluorescencia y algunas variables indicadoras de oferta ambiental, presentaron coeficientes altos (*e.g.*, estados naupliares: 0,68). Las densidades de microzooplancton y los valores de fluorescencia detectados en la zona costera durante eventos de relajación parecen constituirse en una buena oferta ambiental de alimento para larvas de peces, situación dependiente del carácter episódico y la alternancia de alta frecuencia (pocos días) entre eventos de surgencia activa y relajación, lo que implica que lugares de pobre oferta ambiental (foco de surgencia) se transformen, en el tiempo, en lugares con aguas más estabilizadas en superficie y una mayor oferta de alimento. Lo anterior implica el reconocer un corto período de duración de las zonas asignadas como de resguardo larval, en razón a la dependencia de la alternancia de alta frecuencia (días) entre eventos activos y relajados. Los resultados son discutidos en relación a la propuesta de zonación espacial (Cáceres y Arcos, 1991) del sistema nerítico en el área de estudio y a las zonas propuestas por Jones *et al.* (1983) en la evolución de la pluma de surgencia.

PALABRAS CLAVES: Surgencia costera, variabilidad espacio-temporal, ictioplancton, anchoveta, áreas de resguardo larval, Chile central.

[1]Universidad de Concepción, Departamento de Oceanografía, Casilla 2407-10, Concepción.
[2]Instituto de Investigación Pesquera, Casilla 350, Talcahuano.
[3]Universidad de Concepción, Centro EULA, Casilla 156-C, Concepción.

ABSTRACT

Small scale spatial and temporal variability (for selected oceanographical and biological variables), within the neritic Talcahuano (37°S), Chile upwelling system were analyzed, related to the upwelling active events alternance, in order to stablishing the dynamic of zones considering as a fish larval retention areas. Correlation analysis, considering associated variables to fish larvae food availability, shown a moderate correlation (0.5) between *in vivo* fluorescence and fluorescence index, indicating that the sites with higher fluorescence values shows zones with both, maximum surface stability and growth rates. The fluorescence values shown relatively high correlations with some variables related to fish larvae food availability. The microzooplankton densities and the fluorescence values detected at nearshore, during relaxed events, seems presents a well stablished larvae food availability, situation modulated by the episodic and high frequency alternance (days) between active upwelling and relaxation; the above means that poor food source zones (upwelling focus), were transformed in surface high stability zones (zone III, Jones *et al.*, 1983 model). This implies the recognize a short time duration of larval retention, dependent of a high frequency alternance (days) between active and relaxed events. Results are discussed related to the spatial zonation pattern of the study area (Cáceres and Arcos, 1991) and, temporal-spatial evolution of upwelling plume (zones included in Jones *et al.* (1983) model).

KEYWORDS: Coastal upwelling, spatial-temporal variability, icthyoplankton, anchovy, larval retention areas, Central Chile.

INTRODUCCION

La zona costera correspondiente a la región centro-sur de Chile (Latitud 37°S) se caracteriza por la presencia de una importante pesquería pelágica y demersal, donde el recurso anchoveta

(*Engraulis ringens*) sostiene una importante actividad pesquera artesanal e industrial.

Esta zona ha sido reconocida como un área de abundancia de peces adultos, desove y crianza de numerosas especies de peces (Rojas *et al.*, 1983). Sepúlveda (1990) reportó una asociación ictioplanctónica para la región, conformada por alrededor de 15 especies, donde destacan *Engraulis ringens*, *Strangomera bentincki* y *Merluccius gayi*.

E. ringens, al igual que otros clupeiformes, es una especie netamente costera que presenta un rápido crecimiento, un ciclo de vida corto, una elevada tasa de mortalidad natural y está influenciada por la variabilidad del ambiente físico y biológico (Serra, 1978; Arrizaga, 1981; Serra, 1983; Cubillos & Arancibia, 1993).

Estas características combinadas con la explotación pesquera determinan que este recurso exhiba cambios temporales abruptos en su dinámica poblacional (Cubillos *et al.*, 1994). Así, las fluctuaciones en el ambiente nerítico y oceánico del área de estudio están íntimamente asociadas a la variabilidad en el proceso de surgencia costera (Ahumada *et al.*, 1983; Arcos, 1987), por lo que es esperable que estos recursos que pasan toda su vida asociados a este sistema exhiban fluctuaciones de abundancia, determinadas por la variabilidad ambiental, en todas las etapas de su ciclo vital.

La anchoveta, si bien es considerada un desovante parcial, presenta un máximo de actividad reproductiva entre los meses de julio y septiembre (Cubillos & Arancibia, 1993), que se refleja en el ambiente a través de un máximo de abundancia larval en el plancton, durante la primavera (mediados de agosto a noviembre; Sepúlveda, 1990).

Algunos autores han postulado que las altas concentraciones de peces (larvas, reclutas y adultos) en el área de estudio son el resultado de la conjugación entre el proceso de surgencia costera y las características fisiográficas y batimétricas de la región, lo que redunda en un activo incremento en los niveles de oferta ambiental de alimento (Arcos, 1987; Bernal *et al.*, 1990), determinando la generación de ambientes propicios para el desarrollo de larvas de peces.

Arcos (1987) sostiene que el área circunscrita a la plataforma continental de la región (*e.g.*, Terraza del río Itata) y sectores adyacentes podrían ser considerados como ambientes promotores del desarrollo de larvas de peces, correspondiendo a zonas de retención de partículas en suspensión producto de la circulación residual de las aguas afloradas durante sucesivos eventos de surgencia, lo que sería corroborado por imágenes satelitales de temperatura superficial del mar (Cáceres & Arcos, 1991; Cáceres, 1992).

Considerando las fluctuaciones entre eventos de surgencia, las zonas de desove de peces deberían estar asociadas a estructuras hidrográficas caracterizadas por una dinámica espacio-temporal tal, que permita el desarrollo de buenas condiciones de oferta de alimento (pudiendo ser denominadas como áreas de retención larval; Iles & Sinclair, 1985), asegurando la integridad de la población. En consecuencia, para el área de estudio se hipotetiza que, en la generación de sucesivos eventos de surgencia activa, se desarrollan zonas que presentan una mejor oferta ambiental, determinando una delimitación espacial y temporal de ambientes propicios para el desarrollo de larvas de peces.

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

La costa de la región centro-sur de Chile, específicamente entre los 36° y 37°30'S, presenta ciertas características a considerar en estudios oceanográficos y ecológicos en el ambiente nerítico: (1) la existencia de un complejo de bahías; (2) una compleja topografía de fondo que incluye la más ancha plataforma continental del país, limitada al norte y sur por dos cañones submarinos, lo que interrumpe la continuidad del fondo marino; (3) la existencia de una marcada estacionalidad hidrográfica y biológica, modulada por el proceso de surgencia costera, y (4) la existencia de aportes fluviales de importancia.

Diseño Muestreal

El diseño de muestreo realizado entre el 6 y 30 de diciembre de 1993, consideró: (1) la evaluación bio-oceanográfica de la estructura costa-océano por medio de transectas perpendiculares a la costa (7-8 estaciones) abarcando hasta las 55 m.n. (Figura 1a); (2) la variabilidad temporal física y biológica de un foco local de surgencia,

actividad realizada entre los días 6 y 30 de diciembre de 1993 (ver Figura 1b) y (3) el seguimiento de aguas afloradas a partir del foco de surgencia, actividad desarrollada durante los días 6, 7 y 8 de diciembre de 1993. Además, se reagrupó las estaciones de muestreo para contrastar: (1) las zonas definidas por Cáceres & Arcos (1991) para el área de estudio (Figura 2); (2) las zonas definidas por Jones *et al.* (1983) para la evolución de una pluma de surgencia (Figura 3) y (3) la alternancia entre eventos de surgencia activa y relajación.

OBTENCION DE LA INFORMACION

La información de viento horario (velocidad, dirección) para el período de observaciones, se obtuvo de los registros de la Estación Meteorológica del Instituto de Investigación Pesquera (Talcahuano). Con esta información fue calculado el transporte de Ekman (m^3/s, expresado por 1000 m de costa), considerando las ecuaciones entregadas por Bakun (1973, 1975, 1987) y Arcos & Navarro (1986).

En cada estación se realizaron perfiles continuos de temperatura (ºC), salinidad (psu) y densidad (sigma-t) por medio de una sonda CTD SiS Sensoren Instrumente Mod. Plus-500. Así mismo, fueron recolectadas muestras de agua de mar por medio de botellas van Dorn de 5 l de capacidad, para las estimaciones de fluorescencia *in vivo* (u.r.), índice de fluorescencia (u.r.) y microzooplancton (ciliados, tintínidos, nauplius y copepoditos; cél/l).

Las medidas de fluorescencia *in vivo* (FIV) e índice de fluorescencia (IF) se realizaron con un fluorómetro de campo Turner Designs Mod. 10005-R, equipado con un fotomultiplicador rojo-sensitivo (Hamamatsu R446). Inmediatamente después de la lectura para FIV, sobre la misma muestra, se leyó la fluorescencia previa adición del herbicida 3-[3,4 diclorofenil]1-1 dimetilurea (DCMU 10^{-3} M en solución acuosa), con lo cual se obtuvo la segunda lectura, necesaria para determinar el IF (Keller, 1987).

El análisis cuantitativo del microzooplancton se efectuó con un microscopio invertido Zeiss, mod. Axiovert 35, usando cámaras de sedimentación de 25 y 50 ml, siguiendo la técnica de Utermöhl (Utermöhl, 1958).

Las pescas planctónicas se realizaron con redes Bongo de 0.30 m de diámetro provistas de mallas de 200 µm de abertura y flujómetros calibrados. Las muestras de plancton fueron fijadas a bordo de la embarcación con una solución de formalina 5% en agua de mar tamponada con bórax. Las muestras planctónicas fueron analizadas en función de los copépodos totales (ind/m^{-3}) y biomasa zooplanctónica total (g/m^3), en forma posterior a la separación de las larvas de peces desde la muestra completa. El ictioplancton fue estandarizado a una unidad estándar de 10 m^2 de superficie según la metodología descrita por Smith & Richardson (1979).

La mortalidad en larvas de anchoveta se determinó a través de la estructura de tallas. La longitud estándar (LE) de las larvas fue determinada a través de un ocular graduado de 0.1 mm de precisión. Las mediciones realizadas fueron corregidas por encogimiento debido al agente fijador y por tiempo de permanencia de los ejemplares en la red de muestreo (Theilacker, 1980). La estimación de la mortalidad natural de larvas de *E. ringens* fue calculada por el método de la frecuencia de longitudes, a partir de la disminución exponencial del número de larvas por clase de tamaño (Essig & Cole, 1986).

Análisis de correlación (Zar, 1984) entre variables ambientales y larvas de anchoveta, datos previamente transformados a la forma $y=\ln(x+1)$, se realizaron respecto de: (1) alternancia de eventos activos y relajados de surgencia; (2) evolución de la pluma de surgencia (Jones *et al.*, 1983) y (3) el patrón de zonación propuesto por Cáceres & Arcos (1991) para el área de estudio. Las variables consideradas fueron: larvas de *E. ringens* (ER), larvas totales (LT), biomasa zooplanctónica total (BZ), abundancia de copépodos totales (AC), componentes del microzooplancton, tamaño de partículas (<10, 10-20, 20-40, >40µm), fluorescencia *in vivo* (FLUO), índice de fluorescencia (IF), temperatura superficial (T0), salinidad superficial (S0) y gradiente vertical de densidad (GD).

La asociación ictioplanctónica fue caracterizada a través de un análisis de clasificación utilizando la métrica de Bray-Curtis y el promedio jerárquico no ponderado (UPGMA). Con el objeto de explorar las relaciones entre la abundancia de los estados larvales de *E. ringens* y las variables ambientales, fue realizado un Análisis de Componentes Principales (Cuadras, 1981).

El agrupamiento de las estaciones de muestreo, para el análisis de la información, es el siguiente:

Alternancia entre eventos de surgencia activa y relajación

Surgencia	Relajación	Postsurgencia
1-2-3-4-5-6	20-21-22-23	28-29-30-31-32
7-10-11-12	24-25	
13-14-15		

Patrón de zonación propuesto por Cáceres & Arcos (1991)

Zona A	Zona B	Zona C	Zona D
13-24	1-2-5-7-	4-10-11-	8-9-18-
25-32	12-14-15	16-20-21	19-26-27
	17-22-23	28-29	
	30-31		

Evolución de pluma de surgencia (Jones *et al.* (1983))

Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV
1-2-4	5-6-12-13	3-7-10-11	8-9-18-19
	14-17-22	15-16-23	20-21-26
	28-29	24-25-31	27-32

RESULTADOS

Variables ambientales

El análisis de los vientos mostró dos eventos de surgencia entre los días 4-10 y 24-28 de diciembre de 1995, alcanzando valores máximos de transporte de Ekman de 2.400 y 1.400 $m^3 s^{-1}$, respectivamente. Ambos eventos de surgencia estuvieron separados por un extenso evento de relajación (días 16-23 de diciembre). Cabe hacer notar la presencia de un moderado evento de surgencia entre los días 12 y 15 de diciembre, caracterizado por valores de transporte de Ekman menores a 600 $m^3 s^{-1}$ (Figura 4).

El análisis costa-océano de las condiciones oceanográficas durante el evento de surgencia activa (14/12/93), reveló un ascenso de aguas frías (11°C) y densas (26,4), entre los 100 y los 25 m de profundidad, situado en la zona adyacente al quiebre de la plataforma continental (entre estaciones 5 y 7), determinando una columna de agua estratificada hacia el sector costero y una columna más mezclada verticalmente hacia el sector oceánico (Figura 5). Esta situación también es mostrada durante el evento de postsurgencia (30 de diciembre) (ver Figura 7).

Durante la relajación (16-23/12/93) se detectó sólo un leve ascenso de la isoterma de 11°C y la presencia de un bolsón de aguas más salinas (34,3 psu), situado por sobre toda la plataforma continental (Figura 6). Este bolsón de aguas más salinas y densas (26,3) tiende a ascender a los estratos más superficiales de la columna de agua aproximadamente a las 20 m.n. desde la costa.

Oferta ambiental: Fluorescencia *in vivo* e índice de fluorescencia.

Los valores de fluorescencia (FIV) mostraron una diferenciación de zonas en sentido costa-océano (Figura 8). Durante el período de surgencia activa se verificaron altos valores de FIV en la zona costera (>110 u.r.; estaciones 2 y 3; Figura 8a), los cuales contrastan con una condición de gran pobreza en el sector oceánico.

Durante la relajación esta diferenciación es más acentuada (Figura 8b), presentando dos núcleos de altas concentraciones, uno situado en la zona costera (>90 u.r.) y otro de carácter oceánico (<50 u.r.). Ambos núcleos son separados por una zona caracterizada por bajos valores de FIV (<20 u.r.). La situación encontrada durante postsurgencia (Figura 8c) no presenta cambios significativos con respecto al patrón observado en los eventos anteriores, detectándose las mayores concentraciones asociadas a la zona costera, con un núcleo subsuperficial en la Estación 3 (>150 u.r.). Sin embargo, en este caso se detecta un núcleo con altos valores en la Estación 5, quedando la zona más pobre referida a las estaciones oceánicas.

El índice de fluorescencia (IF) mostró, para el evento de surgencia activa (14/12/93), mayores valores asociados a estaciones costeras, con máximos subsuperficiales (20-30 m) (Figura 9a). Por el contrario, durante el evento de relajación se detectan valores levemente mayores (2,5-3,0 u.r.) en el sector oceánico (Figura 9b).

Durante la postsurgencia (Figura 9c) se detectó una situación similar a lo acontecido con FIV, con máximos subsuperficiales en las estaciones 6 y 3, y valores más bajos en el sector oceánico.

El seguimiento espacio-temporal de la plu-

ma de surgencia muestra un significativo aumento de los valores de fluorescencia (*in vivo* integrada para la columna de agua), entre el primer y tercer día de observaciones (Figura 10). Asimismo, el IF integrado en la columna de agua mostró un claro aumento entre el primer y tercer día de observaciones (Figura 11).

ESPECTRO DE PARTICULAS

Durante el evento de surgencia, la fracción <10u presentó valores mayores asociados a la zona costera (>1.400 part./ml) y menores en las estaciones oceánicas (Figura 12a). Por el contrario, durante el evento de relajación, los valores mayores (>10.000 part./ml) fueron detectados subsuperficialmente en el sector oceánico (Figura 12b). Durante el día 30 de diciembre se detectaron máximos superficiales (>5.000) en las estaciones 6, 7 y 8 (Figura 12c).

Aunque el patrón de distribución es más evidente durante surgencia activa, la fracción 10-20µm presentó altos valores superficiales (>1.400 part./ml), abarcando toda la región costera hasta el quiebre de la plataforma continental (Figura 13a). Durante la relajación se demarcaron dos zonas, una costera y una oceánica, con valores que sólo alcanzaron las 2.500 part./ml (Figura 13b). Durante el evento de postsurgencia, las mayores concentraciones (>4.000 part./ml) fueron detectadas en las estaciones 5 y 6 (Figura 13c).

Para la fracción 20-40µm, durante el evento de surgencia activa, se detectaron valores altos (> 1.400 part./ml) subsuperficialmente (10 m) en las cercanías de la Estación 3 (Figura 14a). Por el contrario, valores mayores (>3.000 part./ml) se detectaron durante la relajación (Figura 14b). Durante la postsurgencia se detectaron valores entre 500-3.000 part./ml. El patrón de distribución reveló la presencia de dos núcleos subsuperficiales (30 m) de altas concentraciones, separados por una zona de bajos valores (< 1.000 part./ml; Figura 14c).

Por último, la fracción >14µm mostró un núcleo de concentraciones fluctuando entre 1.000 y 1.400 part./ml, prolongándose subsuperficialmente desde el sector oceánico hasta la zona intermedia sobre la plataforma continental (Figura 15a). Durante la relajación se presentaron dos núcleos de valores mucho más altos (>7.000 part./ml) en la zona costera y oceánica, separados por una zona intermedia de concentraciones más bajas (<2.000 part./ml) (Figura 15b). Durante la postsurgencia se detectó un patrón similar al descrito anteriormente, con valores menores fluctuando entre 500-3.000 part./ml (Figura 15c).

MICROZOOPLANCTON

La distribución espacial del microzooplancton reveló situaciones contrastantes entre los días de surgencia y de relajación. Durante eventos de surgencia activa, tanto ciliados como nauplius y copepoditos (Figuras 16a, 17a, 18a, respectivamente) presentaron núcleos subsuperficiales de mayores concentraciones asociados al sector intermedio y costero sobre la plataforma continental.

Durante la situación de postsurgencia, los ciliados presentaron valores menores que durante el evento de surgencia activa, situación diferente de los nauplius, cuyas concentraciones fueron similares y de los copepoditos que presentaron densidades levemente mayores. En cuanto a la distribución costa-océano, los tres grupos presentan una distribución espacial diferente durante el muestreo de postsurgencia, ya que, mientras los ciliados presentan un núcleo superficial de altas concentraciones (>2.000 cél/l) asociado al sector oceánico, los nauplius presentan las mayores concentraciones (>120 ind/l), prolongándose superficialmente hacia el sector intermedio y del quiebre de la plataforma continental. Por el contrario, los copepoditos presentaron un núcleo subsuperficial de concentraciones (30-35 m), alcanzando densidades de 80 ind/l, en el sector del quiebre de la plataforma continental (Figuras 16c, 17c, 18c).

Por último, durante el evento de relajación, el patrón de distribución de los tres grupos fue similar, *i e.*, mostraron las mayores densidades detectadas en el período de observaciones, asociadas a núcleos costeros o en la parte intermedia de la plataforma continental (Figuras 16b, 17b, 18b).

ZOOPLANCTON

La Tabla I presenta la abundancia de copépodos (ind/m^3) y biomasa zooplanctónica total (g/m^3), evaluada para cada una de las zonas propuestas por Cáceres & Arcos (1991).

TABLA I. Abundancia (ind/m^3) de copépodos totales y biomasa zooplanctónica total (g/m^3), según zonación de Cáceres & Arcos (1991).

ABUNDANCIA	ZONA A	ZONA B	ZONA C	ZONA D
Promedio	1623,20	2142,20	1127,20	343,50
D. Estándar	2211,06	3558,60	1189,10	369,40
n (Estaciones)	5	6	7	7
BIOMASA	**ZONA A**	**ZONA B**	**ZONA C**	**ZONA D**
Promedio	2,89	4,25	2,66	1,95
D. Estándar	3,45	9,29	5,27	2,89
n (Estaciones)	5	6	7	7

Los resultados revelaron altas abundancias en la zona B, parte intermedia de la plataforma continental, zona de ubicación del foco de surgencia activa durante eventos de surgencia y de altas concentraciones de microplancton durante eventos de relajación.

De igual manera, la Tabla II presenta la abundancia de copépodos y biomasa zooplanctónica total para las zonas asignadas según el modelo de Jones *et al.* (1983).

TABLA II. Abundancia (ind/m^3) de copépodos totales y biomasa zooplanctónica total (g/m^3), considerando las zonas propuestas por Jones *et al*. (1983) en la evolución de aguas de surgencia.

ABUNDANCIA	ZONA I	ZONA II	ZONA III	ZONA IV
Promedio	491,80	658,8	775,15	448,87
D. Estándar	124,93	1077,9	684,38	428,77
n (Estac.)	3	10	10	9
BIOMASA	**ZONA I**	**ZONA II**	**ZONA III**	**ZONA IV**
Promedio	0,955	2,351	3,613	2,67
D. Estándar	0,526	4,377	7,691	3,44
n (Estac.)	3	10	10	9

Los valores más altos se encontraron asociados a zonas con aguas que presentaron un mayor tiempo de estabilización en superficie (zona III). Las zonas I (núcleo de aguas surgentes) y IV (zona diluida, similar a la zona oceánica) presentaron los menores valores de biomasa zooplanctónica y abundancia de copépodos.

El análisis de la información, en relación a eventos de surgencia, postsurgencia y relajación, se presenta en la Tabla III.

TABLA III. Abundancia (ind/m^3) de copépodos totales y biomasa zooplanctónica total (g/m^3) en condiciones de surgencia (S), postsurgencia (PS) y relajación (R) en el área de estudio.

ABUNDANCIA	S	PS	R
Promedio	453,50	751,24	498,67
D. Estándar	180,15	1026,46	365,03
n (Estac.)	6	15	11
BIOMASA	**S**	**PS**	**R**
Promedio	1,061	4,510	1,136
D. Estándar	0,750	7,120	1,165
n (Estac.)	6	15	11

TABLA IV. Densidad, frecuencia y dominancia numérica de larvas y huevos de peces. Período estival de 1993.

ESPECIES	EST.TOT.	EST.(+)	Nºlarvas/ huevos	DENSIDAD Totales	PROMEDIO Positivas	Dominancia Numérica(%)
LARVAS						
Engraulis ringens	32	16	18809,62	587,80	1175,60	70,46
Strangomera bentincki	32	3	1942,86	60,71	647,62	7,28
Hygophum brunni	32	9	1607,90	50,25	178,66	6,02
Hipsoblenius sordidus	32	3	220,35	6,89	73,45	0,83
P.(H.) chilensis	32	6	680,52	21,27	113,42	2,55
Lampanyctus ritteri	32	1	127,73	3,99	127,73	0,48
Normanichthys crokeri	32	6	1905,38	59,54	317,56	7,14
Stromateus stellatus	32	2	73,83	2,31	36,92	0,28
Tripterygion chilensis	32	2	148,13	4,63	74,06	0,55
Gobiesox marmoratus	32	2	166,89	5,22	83,45	0,63
Tripterigion mexicanus	32	2	441,21	13,79	220,60	1,65
Sebastes sp.	32	1	51,99	1,62	51,99	0,19
Scyases sanguineus	32	1	32,31	1,01	32,31	0,12
Paralichthys microps	32	1	26,74	0,84	26,74	0,10
CLUPEIDAE	32	1	340,55	10,64	340,55	1,28
OTRAS LARVAS	32	2	121,05	3,78	60,52	0,45
LARVAS TOTALES	32	27	26697,06	834,28	988,78	100,00

Los resultados muestran a los mayores valores de abundancia de copépodos y abundancia zooplanctónica asociados al evento de postsurgencia, más que a las situaciones de relajación o de surgencia activa.

ICTIOPLANCTON

Aunque la anchoveta presenta un máximo de desove entre julio-septiembre (Aguilera *et al.*, 1986; Cubillos y Arancibia, 1993), durante el período de muestreo fue detectado un importante desove de *E. ringens*, corroborado por altas dominancias numéricas tanto para larvas (70,46%), como para huevos de esta especie (87,14%) (Tabla IV).

La Tabla V presenta la abundancia de larvas totales y de *E. ringens* (ind/10m^2), evaluadas según el patrón de zonación de Cáceres & Arcos (1991). Las densidades promedio revelan claramente valores más altos de larvas de anchoveta asociados a la zona B. La Tabla VI presenta la abundancia de larvas totales y de *E. ringens* (ind/10m^2) para las zonas del modelo de Jones *et al.* (1983). El análisis de la información ictioplanctónica (larvas totales y de *E. ringens*) en relación a eventos de surgencia/relajación es presentado en la Tabla VII.

TABLA V. Densidad (ind/10m^2) de larvas totales de peces y estados larvales de *E. ringens* (valores entre paréntesis) considerando las zonas propuestas por Cáceres & Arcos (1991).

	ZONA A	ZONA B	ZONA C	ZONA D
Promedio	159,0	1583,5	304,2	331,0
	(61,0)	(1344,8)	(104,5)	(26,1)
D.Estándar	95,2	4248,0	619,4	297,1
	(58,3)	(3462,1)	(219,3)	(59,0)
n (Estac.)	4	13	9	6

TABLA VI. Densidad (ind/10m^2) de larvas totales de peces y estados larvales de *E. ringens* (valores entre paréntesis) considerando las zonas del modelo de Jones *et al.* (1983), para el período de surgencia en el área de estudio.

	ZONA I	ZONA II	ZONA III	ZONA IV
Promedio	274,0	390,0	1890,2	258,9
	(201,2)	(299,6)	(1492,3)	(33,4)
D. Estándar	202,8	584,2	4802,5	265,8
	(158,7)	(428,0)	(3933,4)	(62,1)
n (Estac.)	3	10	10	9

TABLA VII. Densidad (ind/10m^2) de larvas totales de peces y estados larvales de *E. ringens* (valores entre paréntesis) considerando condiciones de surgencia (S), postsurgencia (PS) y relajación (R) en el área de estudio.

	S	PS	R
Promedio	258,6	1588,7	179,6
	(192,2)	(1121,3)	(163,3)
D. Estándar	198,7	4104,6	220,1
	(145,2)	(316,6)	(390,9)
n (Estac.)	6	15	11

Los resultados muestran los mayores valores de abundancia asociados a una situación de postsurgencia.

El espectro de tallas de larvas de anchoveta, considerando la distribución costa-océano, mostró a las zonas más costeras con presencia de larvas pequeñas, en alimentación vitelina (rango: 1,5-5,5, moda centrada en 2,5 y 3,5 mm de L.E., respectivamente).

La mortalidad de larvas < 5.5 mm LE fue de 1,60 (n= 32, r^2= 0,99, LC= ±0,393), significativamente diferente de cero ($p<0,05$), lo que indica una baja sobrevivencia para el período de observaciones (20,19%) o mortalidades del orden de 79,81%.

RELACION ENTRE LARVAS DE ANCHOVETA Y VARIABLES AMBIENTALES

Las variables consideradas para la contrastación entre larvas de anchoveta y variables ambientales se presentan en la Tabla VIII.

TABLA VIII. Variables físico-químicas y biológicas consideradas en el estudio.

EST.	LT	ER	BZ	AC	CI	TI	NA	CO	MD	DV	VC	MC	FL	IF	T0	S0	GD
1	288,2	216,20	6,92	3938,9	7200	3817	433	0	28793	35390	29722	93445	416,1	19,7			
2	514,5	385,8	9,52	2242,3	10033	2583	200	300	5576	7560	12983	5611	556,1	23,1	12,97		0,012
3	475,3	297,0	2,60	1928,6	4433	2433	967	0	32978	33721	39172	101406	551,7	32,2	11,75	34,35	0,002
4	20,4	0,0	0,87	1179,8	37950	1100	317	967	32155	32049	21388	84721	101,7	21,2	11,21	34,09	0,005
5	0,0	0,0	8,55	817,1	3333	783	233	167	7983	10909	12348	6251	462,3	26,2	12,16		0,005
6	252,2	252,2	4,32	4390,3	5117	617	450	267	17937	28239	32638	59658	484,5	17,3	11,95	34,3	0,004
7	1081,0	1081,0	5,71	861,0	10933	1400	517	0	33362	50562	60778	118761	979,6	21,4			
8	271,2	0,0	1,04	138,0	33433	200	0	0	2618	3242	5022	18245	94,8	37,5			
9	510,9	0,0	32,46	454,4	29833	0	0	0	17802	13719	17157	33412	168,5	20,0			
10	52,0	0,0	1,31	3124,7	43667	933	33	0	20013	24857	32148	52821	558,3	26,6			
11	107,6	0,0	3,96	4450,6	14167	933	567	200	16281	36082	22305	29919	863,7	37,8	14,53		
12	114,5	114,5	1,21	779,9	11133	1567	1300	150	14543	23815	20211	26023	1285,1	32,5	13,2		
13	193,9	0,0	0,64	283,7	5567	300	233	0	15656	24726	25965	34555	136,9	14,4			
14	347,6	240,6	0,67	522,0	13200	1133	383	133	3647	6922	2937	5643	568,8	59,7			
15	545,0	181,7	17,22	4573,4	8600	2517	267	33	27364	33743	41869	66943	321,3	33,4	12,98	34,19	0,012
16	66,7	0,0	1,01	958,4	94767	7567	367	767	11661	12984	21028	51389	123,3	43,2			
17	661,6	1433,4	3,14	348,7	10833	1367	767	167	16836	15723	24096	46565	203,0	11,5	13,86	34,4	0,013
18	28,2	0,0	1,05	113,8	8333	0	0	0	40789	7356	9342	13649	89,5	45,0	13,66	33,92	
19	0,0	0,0	0,56	1176,1	66067	2600	267	600	37871	41228	49015	86165	663,6	30,5	13,22	33,97	
20	151,0	0,0	2,48	845,0	12167	233	0	0	91123	48364	44783	76366	47,4	3,3	13,49	34	0,014
21	43,5	0,0	3,61	4642,0	63500	4667	1250	867	96953	50814	45971	32431	853,2	32,2	14,63	34,26	0,014
22	0,0	0,0	2,00	1129,0	49067	1067	1000	1200	31569	39116	40771	105583	637,3	37,4	14,73		0,017
23	0,0	0,0	0,16	645,3	40133	1167	1600	900	25024	39216	44068	74706	705,7	32,8	14,79		0,013
24	21,3	10,7	0,59	543,5	21133	3733	2800	267	32951	32800	35732	32278	726,8	36,8	15,26		0,033
25	282,9	94,3	2,70	690,0	22967	1050	300	0	12264	11820	9095	4563	179,1	8,8			
26	306,0	0,0	72,66	1626,3	27333	300	0	0	50659	30245	28377	42949	200,1	23,2	13,83	34	
27	869,7	158,1	4,00	2367,1	13933	2167	800	233	53334	23960	21096	24490	558,3	31,5	12,53	34,04	0,012
28	2043,3	681,1	498,52	5847,9	10400	3850	1150	325	30787	28205	12967	6580	811,1	37,0	12,28	34,09	0,012
29	0,0	0,0	2,50	8259,6	4167	1033	1067	317	29290	31820	16698	14053	1037,5	35,7	12,89	34,03	0,011
30	288,2	271,2	0,94	1028,1	1833	3533	567	317	27930	40602	25219	27539	1506,3	30,3	13,38	34,14	0,01
31	16263,9	13252,1	380,39	382412,0	283	200	200	117	27209	28750	16952	8175	1332,5	36,8	13,5	34,36	0,009
32	139,7	139,7	31,43	2118,1	3733	133	100	0	16432	8653	6448	4153	310,7	12,3	13,64		

donde:
Es=estaciones, LT=abundancia de larvas totales (ind/10m^2), ER=abundancia de larvas de *E. ringens* (ind/10m^2), BZ=biomasa zooplanctónica (g/m^2), AC=Abundancia de copépodos totales (ind/m^2), CI=abundancia de ciliados aloricados (ind/m^2), TI=abundancia de tintínidos (ind/m^2), NA=Abundancia de estados nupliares (ind/m^2), CO=abundancia de copepoditos (ind/m^2), FI=fluorescencia *in vivo* (u.r.), IF=índice de fluorescencia (u.r.), T0=temperatura superficial (°C), S0=salinidad superficial (psu), GD=gradiente de densidad.

El análisis de correlación de rangos de Spearman para las variables consideradas en la Tabla VIII es presentado en la Tabla IX. El análisis de la distribución espacial y temporal de las variables medidas en cada una de las situaciones permitió delimitar grupos de estaciones (zonas) que reúnen condiciones similares, diferenciables unas de otras. De esta manera, se llevaron a cabo análisis de clasificación (dendrograma) y de ordenación (análisis de componentes principales) con el objeto de contrastar los resultados obtenidos.

Las variables utilizadas en estos análisis correspondieron a aquellas asociadas o indicadoras de oferta ambiental, *i.e.*, espectro de partículas (fracciones <10, 10-20, 20-40, >40µm), fluorescencia *in vivo* integrada (0-50 m), microzooplancton (densidad de ciliados aloricados, tintínidos, nauplius y copepoditos).

El dendrograma resultante del análisis de clasificación (Figura 19) mostró la conformación de cinco grupos, asociados a una distribución espacial que separa estaciones de muestreo (zonas) respecto de su distancia de la costa. Estos resultados son corroborados por el análisis de componentes principales realizado para iguales variables (Figura 20), el que se evidencia, a través de la conformación de un conspicuo grupo de estaciones situado en el primer cuadrante, cuyo dominio corresponde a las variables con mayor incidencia sobre el índice de fluorescencia.

TABLA IX. Análisis de correlación de rangos de Spearman entre las variables físicas y biológicas medidas durante el período de observaciones. En "negrita" se indican los coeficientes significativos a p<0,05.

	ER	LT	BZ	AC	CI	TI	NA	CO	MD	DV	VC	MC	FL	IF	T0	S0	GD
ER	1																
LT	0,764	1															
BZ	0,402	0,588	1														
AC	0,241	0,154	0,525	1													
CI	-0,55	-0,344	-0,385	-0,197	1												
TI	0,312	0,067	-0,154	0,269	0,197	1											
NA	0,239	-0,138	-0,228	0,2	0,057	0,648	1										
CO	-0,095	-0,4	-0,283	0,268	0,303	0,528	0,601	1									
MD	-0,078	-0,055	0,033	0,28	0,117	0,173	0,178	0,103	1								
DV	-0,051	-0,161	-0,101	0,377	0,146	0,366	0,411	0,302	0,662	1							
VC	-0,078	-0,145	-0,175	0,178	0,279	0,346	0,297	0,178	0,601	0,864	1						
MC	-0,137	-0,135	-0,23	0,03	0,334	0,225	0,158	0,088	0,461	0,683	0,845	1					
FL	0,45	0,021	0,036	0,453	-0,156	0,402	0,648	0,416	0,121	0,431	0,202	-0,075	1				
IF	-0,126	-0,171	-0,242	0,06	0,187	0,189	0,276	0,336	-0,039	-0,076	-0,185	-0,161	0,334	1			
T0	-0,081	-0,287	-0,025	0,116	0,032	0,038	0,316	0,386	0,39	0,37	0,285	-0,01	0,319	0,195	1		
S0	0,364	0,305	0,225	0,432	-0,295	0,132	0,148	0,196	0,487	0,297	0,227	0,143	0,109	-0,074	0,256	1	
GD	0,15	-0,055	0,014	0,223	-0,029	0,325	0,474	0,554	0,362	0,382	0,335	0,098	0,247	0,041	0,574	0,425	1

Donde:
LT=abundancia de larvas totales (ind/10m^2), ER=abundancia de larvas de *E. ringens* (ind/10m^2), BZ=biomasa zooplanctónica (g/m^2), AC=Abundancia de copépodos totales (ind/m^2), CI=abundancia de ciliados aloricados (ind/m^2), TI=abundancia de tintínidos (ind/m^2), NA=Abundancia de estados nupliares (ind/m^2), CO=abundancia de copepoditos (ind/m^2), MD=Espectro de partículas (fracción <10 µm), DV=espectro de partículas (fracción 10-20 µm), VC=espectro de partículas (fracción 20-40 µm), MC=espectro de partículas (fracción >40 µm), FI=fluorescencia *in vivo* (u.r.), IF=índice de fluorescencia (u.r.), T0=temperatura superficial (°C), T5=temperatura a 5 m (°C), S0=salinidad superficial (psu), S5=salinidad a 5 m (psu), GD=gradiente de densidad.

DISCUSION

El recurso anchoveta, aunque se considera un desovante parcial durante todo el año, presenta un período de máxima actividad reproductiva durante los meses de invierno (junio-agosto) (Aguilera, 1984; Cubillos & Arancibia, 1993). Las altas densidades de larvas de *E. ringens* detectadas por Arcos (1995) en la región de estudio, durante el período invernal (junio, 1992; julio, 1993) coincide con el máximo de actividad reproductiva de la especie y la distribución temporal de sus estados larvales en el plancton (Sepúlveda, 1990). Sin embargo, también ha sido descrito un máximo secundario en la actividad reproductiva al término del verano (febrero-marzo; Cubillos *et al.*, 1994).

No obstante esta estacionalidad en la actividad reproductiva de la especie, durante el período de observaciones fue detectado un importante desove de *E. ringens*, corroborado por altas dominancias numéricas tanto para larvas (70,46%), como para huevos de esta especie (87,14%), lo que coincide con la denominación de desovante parcial del recurso y con Sepúlveda (1990), quien analiza el ictioplancton de la región de estudio y reporta (con diferentes densidades) huevos y larvas de anchoveta durante todo el año.

La dominancia de larvas de anchoveta respecto de la asociación ictioplanctónica es corroborada por la alta correlación (0,70) entre la densidad de larvas de la especie y la densidad de larvas totales recolectadas durante el período de observaciones.

Durante el período de observaciones (diciembre de 1993), las características oceanográficas mostraron diferencias espaciales y temporales asociadas a la existencia de 2 eventos de surgencia (días 4-10 y 24-28), separados por un gran evento de relajación (días 11-23). Esta alternancia de pequeña escala entre eventos activos de surgencia y relajación es coincidente con lo reportado por otros autores para el área de estudio (Arcos, 1987; Peterson *et al.*, 1988; Núñez, 1996).

La generación de una zona de divergencia durante el evento de surgencia activa, situada entre las 25-30 m.n. de la costa, diferenció una zona más costera y estratificada y una oceánica con mayor mezcla vertical. Esta situación fue coincidente con lo reportado por Arcos (1987) y por Ahumada (1989), quienes analizan las variaciones costa-océano en una transecta de estaciones situada sobre la Terraza del río Itata. No obstante, la posición de este frente difiere de lo reportado por Arcos (1987), quien determina el ascenso de las isopicnas de 26,2 y 26,4, entre los 30 y 35 km desde la costa.

Estas diferencias al interior del área de estudio fueron también consistentes al contrastar la zonación de Cáceres y Arcos (1991), para el período de surgencia, y el análisis de imágenes satelitales obtenidas para el período de estudio (Figura 21). Los resultados indican a las mayores temperaturas (14,45 °C) asociadas a la zona más costera (zona A) y menores valores (13,13, 12,99 °C) a las zonas B y C, respectivamente (sector de ubicación del foco de surgencia), los que concuerdan con la hipótesis de Cáceres y Arcos (1991), sobre la presencia de aguas relativamente más cálidas en la zona A, sector que estaría captando aguas desde la Terraza del Itata durante eventos de surgencia activa. Los mismos autores indican, para las zonas B y C, la presencia de aguas más frías captadas desde el borde sur del cañón del río Itata y desde el noroeste, respectivamente.

Los resultados del estudio al evaluar la hipótesis de Jones *et al.* (1983), evidenciaron diferencias en las variables oceanográficas medidas, mostrando una distribución de la temperatura superficial con valores promedio diferentes para las zonas I, II, III y IV (*i.e.*, 12,03, 13,05, 13,86, 13,71 °C, respectivamente), lo que es esperable en función de encontrar, a partir del foco de surgencia (zona I), una evolución temporal y espacial de las aguas afloradas hacia una estabilización (zonas III y IV). Esta situación es corroborada por el análisis de gradientes verticales de densidad para cada subzona (0,003, 0,010, 0,014, 0,013, para las zonas I a IV, respectivamente), lo que revela una mayor estratificación de la columna de agua hacia las zonas III y IV.

Respecto de las variables ambientales medidas en el estudio, la correlación entre la fluorescencia *in vivo* integrada y el índice de fluorescencia integrado entre 0-50 m en la columna de agua, respalda la hipótesis que aquellos lugares con valores más altos de fluorescencia y, por lo tanto, de un mayor "standing crop" fitoplanctónico, son los que presentan poblaciones más estabilizadas y con mayores tasas de crecimiento.

Resultados similares son reportados por Acuña (1990), quien estudió la condición fisiológica del fitoplancton en lugares de acumulación de partículas al interior de la Bahía de Concepción, y por Acuña (1996), quien analiza la variabilidad temporal y espacial del índice de fluorescencia y de la fluorescencia *in vivo*, asociado a una condición de surgencia en la zona norte de Chile.

El análisis de la distribución de la oferta ambiental de alimento de larvas de peces realizado en este estudio consideró a los ciliados, nauplius y copepoditos como los componentes más importantes en la dieta de larvas de peces, lo que coincide con lo reportado por Checkley (1982), Dagg *et al.* (1984, 1987) e Incze *et al.* (1990). Otros autores han mostrado que los rangos de tamaño de las presas incrementan con el tamaño larval (Arthur, 1976; Heath, 1989), indicando, en general, que las larvas de peces comienzan a alimentarse de ciliados y células fitoplanctónicas (particularmente dinoflagelados), huevos de invertebrados y nauplius, hasta ingerir copepoditos y copépodos adultos cuando han alcanzado un tamaño mayor.

Estos taxa han sido también considerados en estudios trofodinámicos en larvas de clupeiformes frente a la costa chilena (Herrera & Balbontín, 1983; Bernal *et al.*, 1990; Llanos, 1990), particularmente en la región de estudio, algunos autores sostienen que estas presas pueden alcanzar altos niveles de abundancia en el ambiente nerítico (Llanos, 1990; Arcos, 1995). La Tabla X presenta valores de abundancia de organismos considerados principales presas de larvas de peces tanto en la región oceánica como costera, frente en diferentes regiones, con especial énfasis en el área de estudio.

Los valores de fluorescencia *in vivo* integrada presentaron niveles de correlación significativos ($p<0,05$) con algunas variables indicadoras de oferta ambiental (*e.g.*, tintínidos, 0,46; nauplius, 0,68; copepoditos, 0,47). Esta asociación con componentes del microzooplancton, cuya respuesta a las variaciones producto de eventos de surgencia activa es más lenta, corrobora que altos valores de fluorescencia se encuentran en áreas con un mayor tiempo de estabilización en superficie. De igual manera, la correlación entre la fluorescencia integrada y densidad de larvas de *E. ringens* reveló que estas últimas predominan en lugares con mayor oferta ambiental.

El análisis del microzooplancton, respecto de las zonas involucradas en el modelo de Jones *et al.* (1983), indica una mayor densidad de ciliados en las zonas III y IV (26,108, 28,704/m^2, respectivamente), mostrando un gradiente decreciente hacia las zonas II y I. Lo anterior está asociado a aguas que presentan un mayor tiempo de estabilización en superficie, una mayor estratificación y altos valores de fluorescencia *in vivo* e índice de fluorescencia. Nuestros resultados también detectan abundancias mayores de larvas de peces asociadas a la zona III del modelo de Jones; sin embargo, al ser estados larvales con alimentación vitelina, no es posible realizar relaciones causales predador-presa en las zonas estudiadas.

Considerando los eventos de surgencia/relajación, la densidad de microzooplancton para cada evento revelaron valores más bajos durante la surgencia activa y más altos durante la relajación, lo cual es esperable en relación a las variaciones de mezcla y estratificación de la columna de agua en función de cada evento.

La estructura costa-océano y la distribución temporal para cada una de las variables medidas, respecto de las propuestas de zonación de Cáceres y Arcos (1991) y de Jones *et al.* (1983), muestran una clara diferenciación de zonas al interior del área de estudio. Esta situación concuerda con los análisis de clasificación y ordenación, tomando en consideración las variables asociadas a la oferta ambiental, donde se muestra la diferenciación de grupos de estaciones asociados al sector más costero, la región intermedia y la zona oceánica del área de estudio.

El carácter episódico del proceso de surgencia costera en el área y período de estudio (Arcos & Navarro, 1986; Arcos, 1987; Peterson *et al.*, 1988), parece modular la distribución de las variables medidas, debido a la alternancia de alta frecuencia (días) entre eventos activos y relajaciones de surgencia costera. En otras palabras, esto significa que durante eventos de surgencia activa los mismos lugares asociados al foco de surgencia (bajos valores de oferta ambiental), durante la relajación, pasan a ser áreas altamente estabilizadas en superficie que presentan mayores valores de fluorescencia y oferta ambiental.

Lo anterior indicaría que los lugares asociados a la zona III del modelo de Jones *et al.*

(1983) tendrían una corta duración, ya que serían afectados por el efecto disruptivo producto del próximo evento de surgencia activa. Esto debería ser más evidente durante el período de máxima surgencia en la región, *i.e.*, diciembre-enero, con una frecuencia de 6,6 días en la duración de eventos de surgencia y 2-3 días en los de relajación (Arcos, 1987), lo que implicaría que los organismos que requieren un mayor tiempo de doblaje poblacional no estarían en fase con la escala temporal en la alternancia de eventos activos y de relajaciones en el área de estudio (*e.g.*, copépodos). De igual manera, las áreas definidas como zonas de resguardo de larvas de peces tendrían también un período corto de duración.

No obstante, durante el período de observaciones fue notable un extenso evento de relajación (*ca.*, 8 días de duración), con lo que fue posible diferenciar la estabilización en superficie de las aguas afloradas durante la surgencia y su asociación a las máximas densidades de larvas de anchoveta y oferta ambiental.

TABLA X. Densidades de presas potenciales de larvas de peces en algunas regiones costeras y oceánicas.

Taxa	Densidad	Lugar	Referencia
Nauplii de copépodos	25-50/l	Zona costera	Owen (1981)
Tintinidos	5-25/l	Sur de California	
Nauplii	10-15/l	Mar de Bering	Dagg *et al.* (1984)
Nauplii de copépodos	<20/l	Plataforma continental	Dagg *et al.* (1987)
Nauplii de copépodos	de Florida		
Dinoflagelados	50-6000/l	Golfo de Arauco	Bernal *et al.* (1990)
Huevos de copépodos	50-200/l	(1988)	
Nauplii	10-40/l		
Copepoditos	<10/l		
Dinoflagelados	<300/l	Golfo de Arauco	Bernal *et al.* (1990)
Huevos de copépodos	10-70/l	(1989)	
Nauplii	10-60/l		
Copepoditos	<10/l		
Dinoflagelados	50-6000/l	Golfo de Arauco	Bernal & Herrera (1989)
Huevos copépodos	50-200/l	(1988)	
Nauplii	10-40/l		
Copepoditos	<10/l		
Dinoflagelados	<300/l	Golfo de Arauco	Bernal & Herrera (1989)
Huevos copépodos	10-70/l	(1989)	
Nauplii	10-60/l		
Copepoditos	<10/l		
Huevos de copépodos	3.4-4.0/l (Sept.-Dic., respectivamente).	Bahía de Concepción	Llanos (1990)
Dinoflagelados (*Protoperidinium* sp.	44-6/l (Sept.-Dic., respectivamente)		
Nauplii	3.2-2.5/l, (Sept.-Dic., respectivamente).		
Copepoditos	1-1.2/l (Sept.-Dic., respectivamente).		
Ciliados	8.000-94.000/m^2	Area costera de	Este estudio
Tintínidos	1.100-7.500/m^2	Chile centro-sur	(Diciembre, 1993)
Nauplii	283-2.800/m^2	(Período de surgencia)	
Copepoditos	0-1.200/m^2		
Ciliados	3.300-38.000/m^2	Area costera de	Este estudio
Tintínidos	783-3.820/m^2	Chile centro-sur	(Diciembre, 1993)
Nauplii	200-967/m^2	(Período de relajación)	
Copepoditos	0-900/m^2		
Ciliados	10.000-15.000/m^2	Area costera de	Este estudio
Tintínidos	100-1.400/m^2	Chile centro-sur	(Diciembre, 1993)
Nauplii	0-1.150/m^2	(post-surgencia)	
Copepoditos	0-325/m^2		

Al analizar las estrategias reproductivas de clupeiformes en el área de estudio, el evidente desajuste temporal entre el desove invernal y el período correspondiente al máximo de producción (verano) asociado al proceso de surgencia costera (Cubillos *et al.*, 1994; Arcos, 1995), parece representar un claro ejemplo de la hipótesis de ajuste/desajuste (en el sentido de Cushing, 1975), similar a lo reportado para sardina española (Aguilera *et al.*, 1986; Chong *et al.*, 1991) y para anchoveta y sardina común (Aliste, 1994), en el área de Talcahuano.

En este sentido, Castillo *et al.* (1985) y Aguilera *et al.* (1986), al comparar las tasas de sobrevivencia para larvas de *S. sagax*, sugieren que el desove de invierno tendría una mayor probabilidad de éxito que el observado al término del verano, lo que concuerda con Aliste (1994), quien revela la tendencia del desove de estas especies a realizarse en meses con bajos valores de índice de surgencia y moderada turbulencia vertical.

En consecuencia, las máximas densidades de larvas de anchoveta, detectadas entre los meses de inicios de primavera (septiembre-octubre) en el litoral de la región (Sepúlveda, 1990; Cubillos *et al.*, 1994), serían el reflejo de condiciones oceanográficas más estables en el tiempo, *e.g.*, intensidades menores de vientos (Arcos & Navarro, 1986), menor frecuencia en la alternancia entre eventos de surgencia y relajación (Cubillos *et al.*, 1994; Núñez, 1996), las que permitirían una buena oferta ambiental de alimento, asociadas a la generación y mantención temporal de áreas promotoras del desarrollo de larvas de peces.

CONCLUSIONES

En el estudio fue posible delimitar zonas, al interior del área de estudio, con marcadas diferencias respecto de variables asociadas a la oferta ambiental de alimento para larvas de peces (*e.g.*, fluorescencia *in vivo*, índice de fluorescencia, microzooplancton).

Las mayores densidades de larvas de anchoveta fueron detectadas durante el período de postsurgencia y de relajación, en el sector costero e intermedio sobre la plataforma continental, generalmente vinculadas a altos valores de oferta ambiental, constituyendo una buena oferta de alimento para larvas de anchoveta; no obstante, se reconoce un corto período de duración de las zonas asignadas como de resguardo larval, en razón a la dependencia de la alternancia de alta frecuencia (días) entre eventos activos y de relajación.

Las variaciones en las variables ambientales y en la densidad de estados larvales de anchoveta concuerdan con la identificación de las zonas involucradas en la evolución de una pluma de surgencia (modelo de Jones *et al.*, 1983). No obstante, la dinámica oceanográfica del área de estudio parece estar fuertemente modulada, espacial y temporalmente, por la alternancia de alta frecuencia (días) entre eventos de surgencia activa y de relajación, lo que implica que el mismo lugar considerado foco de surgencia (durante eventos activos) sufra un efecto regresivo para transformarse en un lugar con incremento de la estabilidad de las aguas afloradas recientemente. Esta situación es revertida posteriormente, al iniciarse otro evento activo de surgencia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los Sres. Jorge Olea y Mario Herrera por su colaboración en los muestreos planctónicos y al Sr. Marco Cisternas por la determinación del espectro de partículas. Además agradecen a dos revisores anónimos por las sugerencias realizadas al manuscrito. Este estudio fue financiado por el proyecto FONDECYT 298/92.

BIBLIOGRAFIA

ACUÑA, A. 1990. Dinámica de áreas de surgencia y su expresión en la distribución en la producción primaria y biomasa zooplanctónicas. Seminario, Magister en Ciencias mención Oceanografía. Universidad de Concepción, 41 pp. (no publicado).

ACUÑA, A. 1996. Localización espacial e indicadores ambientales de una zona de desarrollo larval en un área de surgencia costera del norte de Chile. Tesis Magister en Oceanografía, Universidad de Concepción. 84 pp.

AGUILERA, E. 1984. Ciclo reproductivo de la sardina española, *Sardinops sagax musica*, en el área de Talcahuano. Memoria, Departamento de Oceanología, Universidad de Concepción. 83 pp.

AGUILERA, E., C. OYARZUN & J. CHONG. 1986. Ciclo

reproductivo de la sardina española, *Sardinops sagax musica* (Girard, 1854) en el área pesquera de Talcahuano, Chile (1983-1984). Biol.Pesq. 15:45-53.

AHUMADA, R., A. RUDOLPH & V. MARTINEZ. 1983. Circulation and fertility of waters in Concepción Bay. Est. Coast. Shelf Sci., 16:95-105.

AHUMADA, R. 1989. Producción y destino de la biomasa fitoplanctónica en un sistema de bahías de Chile central: Una hipótesis. Biol.Pesq., 18:53-66.

ALISTE, V. 1994. Estrategias reproductivas de sardina común (*Strangomera bentincki*, Norman 1936) y anchoveta (*Engraulis ringens*, Jenyns, 1842) en el sistema de surgencia de Talcahuano, Chile. Seminario de Título, Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción. 68 pp.

ARCOS, D. & N. NAVARRO. 1986. Análisis de un índice de surgencia para la zona de Talcahuano, Chile (Lat. 37°S). Invest. Pesq. (Chile), 33:91-98.

ARCOS, D. 1987. Seasonal and short time scale variability in copepod abundance and species composition in an upwelling area off Concepción coast, Chile. PhD. Thesis, State University of New York, Stony Brook, 203 pp.

ARCOS, D. 1995. Generación, mantención y persistencia de ambientes de resguardo de larvas de peces en el sistema de surgencia frente a Talcahuano, Chile. Informe Final. Proyecto FONDECYT 298-92. 86 pp. (no publicado).

ARRIZAGA, A. 1981. Nuevos antecedentes biológicos para la sardina común, *Clupea* (*Strangomera*) *bentincki* Norman 1936. Bol. Soc. Biol. Concepción, 52:5-66.

ARTHUR, D.K. 1976. Food and feeding of larvae of three fishes occurring in the California current, *Sardinops sagax*, *Engraulis ringens* and *Trachurus symmetricus*. Fish. Bull. 4:517-530.

BAKUN, A. 1973. Coastal upwelling indexes, west coast of North America, 1946-1971. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Rep.: NMSF-SSRF 671, 103 pp.

BAKUN, A. 1975. Daily and weekly upwelling indexes, west coast of North America, 1967-1973. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Rep.: NMSF-SSRF 693, 113 pp.

BAKUN, A. 1987. Monthly variability in the ocean habitat of Peru as deduced from maritime observations, 1953 to 1984. *In*: Pauly, D. & I.Tsukayama (eds.), Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: Three decades of changes. ICLARM Studies and Reviews 15:46-74

BERNAL, P.A., G. HERRERA, A. TRONCOSO, H. GONZALEZ & M. GEORGE-NASCIMENTO. 1990. Cuantificación de la mortalidad larval de *Sardinops sagax* y de *Engraulis ringens*. Efecto de la inanición y su control causal. Informe Final Proyecto FONDECYT 0372-88 (no publicado).

CACERES, M. & D. ARCOS. 1991. Variabilidad en la estructura espacio-temporal de un área de surgencia frente a la costa de Concepción, Chile. Invest. Pesq. (Chile) 36:27-38.

CACERES, M. 1992. Vórtices y filamentos observados en imágenes de satélite frente al área de surgencia de Talcahuano, Chile central. Invest. Pesq. (Chile), 37:55-66.

CASTILLO, G., E. AGUILERA, G. HERRERA, P. BERNAL, J. BUTLER, J. CHONG, C. OYARZUN & C. VELOSO. 1985. Larval growth rates of the pacific sardine *Sardinops sagax* off central Chile, determined by daily ring counts in otoliths. Biol. Pesq. 14:3-10.

CUADRAS, C.M. 1981. Métodos de análisis multivariante. Editorial Universitaria de Barcelona. 642 pp.

CUBILLOS, L. & H. ARANCIBIA. 1993. Análisis de la pesquería de la sardina común y anchoveta en el área de Talcahuano: situación actual y perspectivas. Documentos Técnicos, IIP, Talcahuano, Vol.2 Núm.2:19 pp. (no publicado).

CUBILLOS, L., H. ARANCIBIA, S. NUÑEZ, R. ALARCON, L. VILUGRON, G. VALENZUELA & D. ARCOS. 1994. Evaluación indirecta del stock de sardina común en la VIII Región. Doc. Téc. Inst. Invest. Pesq. (IIP), Talcahuano, Vol. 3 Núm. 9. 227 pp. (no publicado).

DAGG, M.J., M.E. CLARKE, T. NISHIYAMA & S.L. SMITH. 1984. Production and standing stock of copepod nauplii, food items for larvae of the wayele pollock *Theragra chalcogramma* in the Southeastern Bering sea. Mar. Ecol. Progr. Ser. 19:7-16.

DAGG, M.J., P.B. ORTERN & F. AL YAMANI. 1987. Winter-time distribution and abundance of copepod nauplii in the northern Gulf of Mexico. Fish. Bull. 86(2):319-330.

ESSIG, R. & C. COLE. 1986. Methods of estimating larval fish mortality from daily increments in otoliths. Trans. Amer. Fish. Soc. 115:34-40.

HERRERA, G. & F. BALBONTIN. 1983. Tasa de evacuación intestinal e incidencia de alimentación en larvas de *Sardinops sagax musica* (Pisces, Clupeiformes). Rev. Biol. Mar. 19(2):113-132.

HERRERA, G., E. AGUILERA, G. CASTILLO & P. BERNAL. 1985. Growth of anchovy (*Engraulis ringens*) in central Chile determining by daily increment counts in otoliths. Biol. Pesq. 14:11-15.

ILES, T.D. & M. SINCLAIR. 1985. An instance of herring larval retention in the North Sea. Coun. Meet. int. Coun. Explor. Sea, C.M. ICES/H:43.

INCZE, L.S., P.B. ORTNER & J. SCHUMACHER. 1990. Microzooplankton, vertical mixing and advection in a larval fish patch. J. Plankton Res. 12(2):365-379.

JONES, B.H., K.H. BRINK, R.C. DUGDALE, D.W. STUART, J.C. VAN LEER, D. BLASCO & J. C. KELLEY. 1983. Observation of a persistent upwelling center off Point of Conception, California. *In*: Suess, E. & J. Thiede (Eds.), Coastal Upwelling its Sediments Records. Plenum Press, New York, pp: 37-60.

KELLER, A.A. 1987. Mesocosms studies of DCMU-enhanced fluorescence as a measured of phyto-

plankton photosynthesis. Mar. Biol. 96:107-114.

LLANOS, A. 1990. Sobreposición dietaria de estados larvales de cuatro especies de clupeiformes en la Bahía de Concepción. Tesis de Licenciatura, P. Universidad Católica de Chile, sede Talcahuano. 46 pp.

NUÑEZ, S. 1996. Variaciones espaciales y temporales en la asociación de copépodos del sistema de surgencia de Talcahuano (Chile). Tesis Magister en Oceanografía, Universidad de Concepción. 162 pp.

PARSONS, T.R., Y. MAITA & C. LALLI. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, 173 pp.

PETERSON, W.T., D.F. ARCOS, G. MCMANUS, H. DAM, D. BELLANTONI, T. JOHNSON & P. TISELIUS. 1988. The nearshore zone during coastal upwelling: daily variability and coupling between primary and secondary production off central Chile. Progress in Oceanography, 20:1-40.

ROJAS, O., A. MUJICA, M. LABRA, G. LEDERMANN & H. MILES. 1983. Estimación de la abundancia relativa de huevos y larvas de peces. Instituto de Fomento Pesquero-Chile, AP 83-31: 98 pp. (no publicado).

SEPULVEDA, A. 1990. Variabilidad temporal del ictioplancton en el área de surgencia costera de Chile central: procesos ambientales y biológicos asociados. Tesis Magister en Oceanografía, Universidad de Concepción, 85 pp.

SERRA, J.R. 1978. La pesquería de sardina común (*Clupea* (*Strangomera*) *bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) de Talcahuano: análisis de su desarrollo y situación actual. Invest. Pesq. (Chile), 29: 21 pp.

SERRA, J.R. 1983. Changes in the abundance of pelagic resources along the chilean coast. FAO Fish. Rep. 291(2):255-284.

SMITH, P.E. & S.L. RICHARDSON. 1979. Técnicas estándar para prospecciones de huevos y larvas de peces pelágicos. FAO, Doc. Téc. Pesca, (175):107 pp.

THEILACKER, G.H. 1980. Changes in body measurements of larval northern anchovy, *Engraulis mordax*, and other fishes due to handling and preservation. Fish. Bull. 78:685-692.

UTHERMÖL, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt. int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 38 pp.

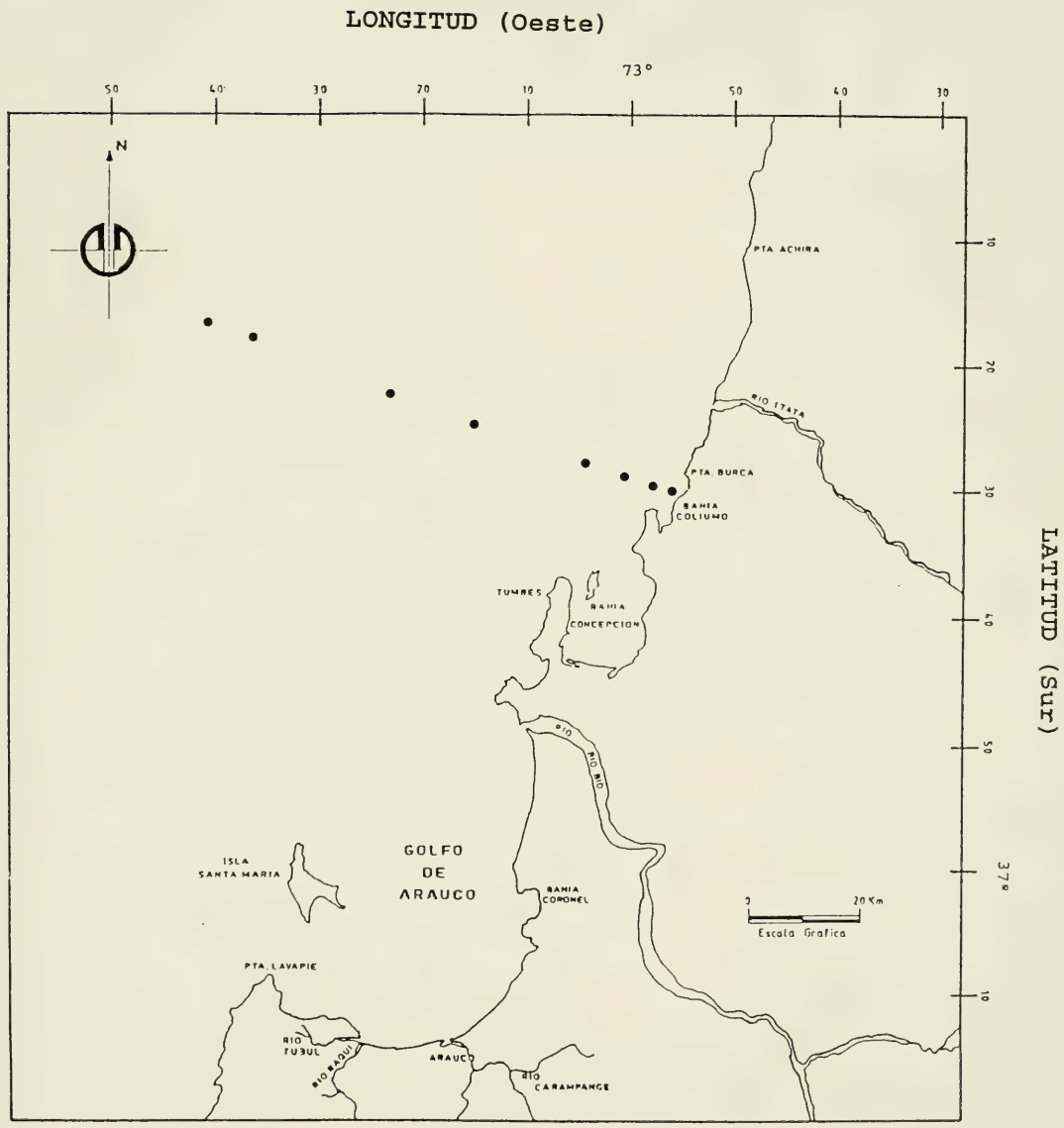


FIGURA 1. Ubicación de estaciones de muestreo. (a) Transecta de estaciones.

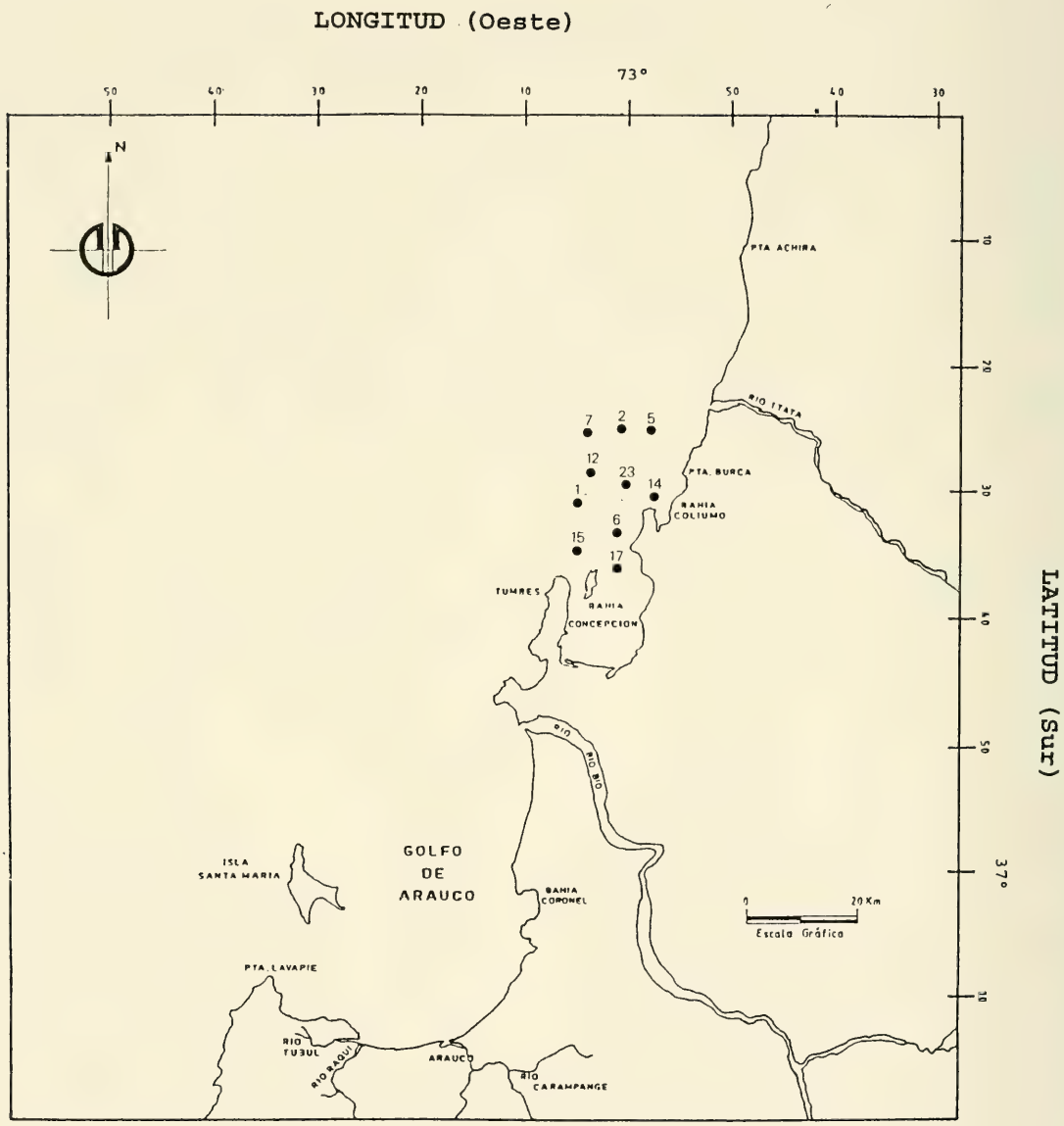


FIGURA 1. Ubicación de estaciones de muestreo. (b) Estaciones situadas en foco de surgencia, durante el monitoreo temporal de la zona costera.

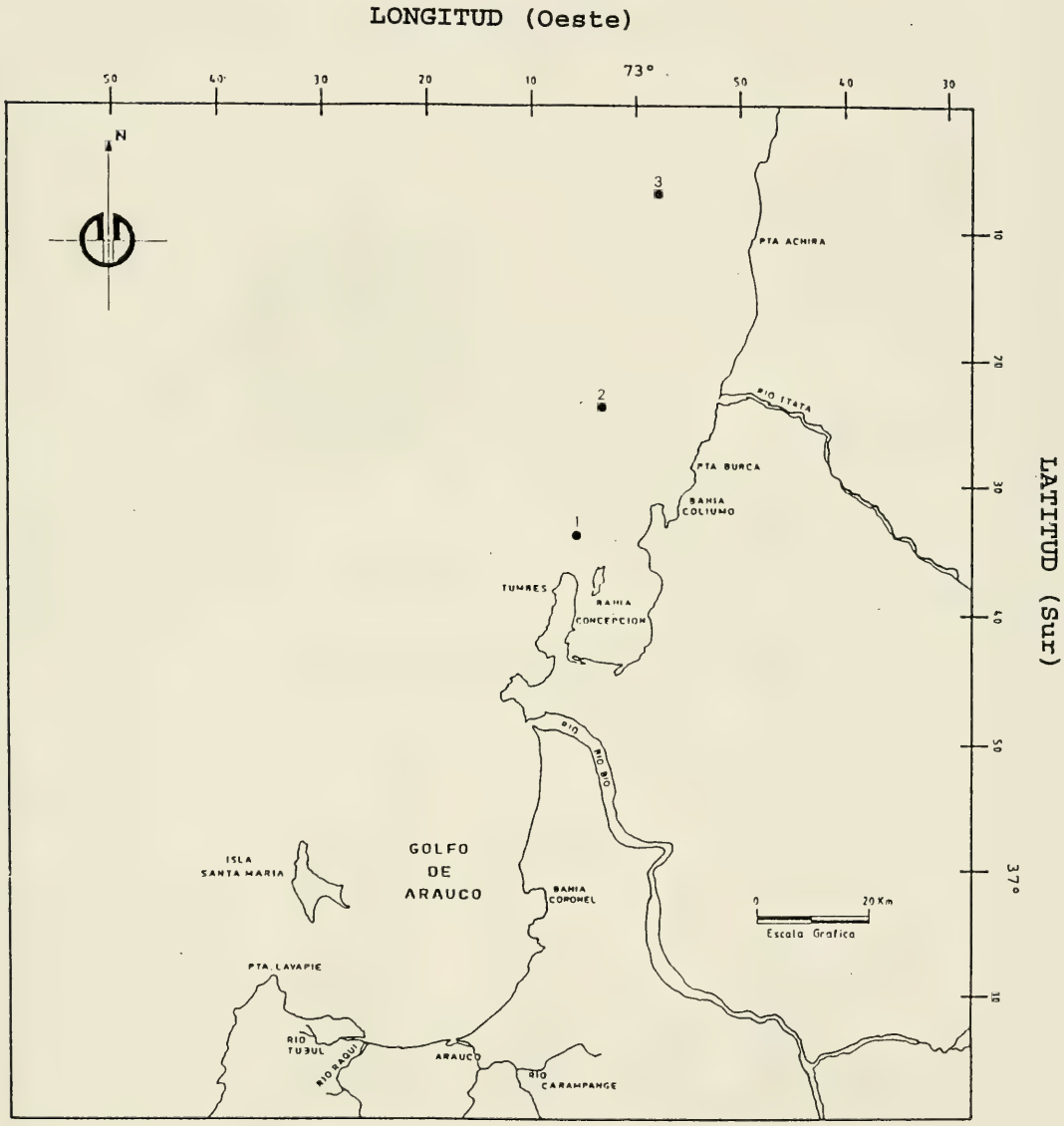


FIGURA 1. Ubicación de estaciones de muestreo. (c) Estaciones de muestreo consideradas en la evolución de la pluma de surgencia.

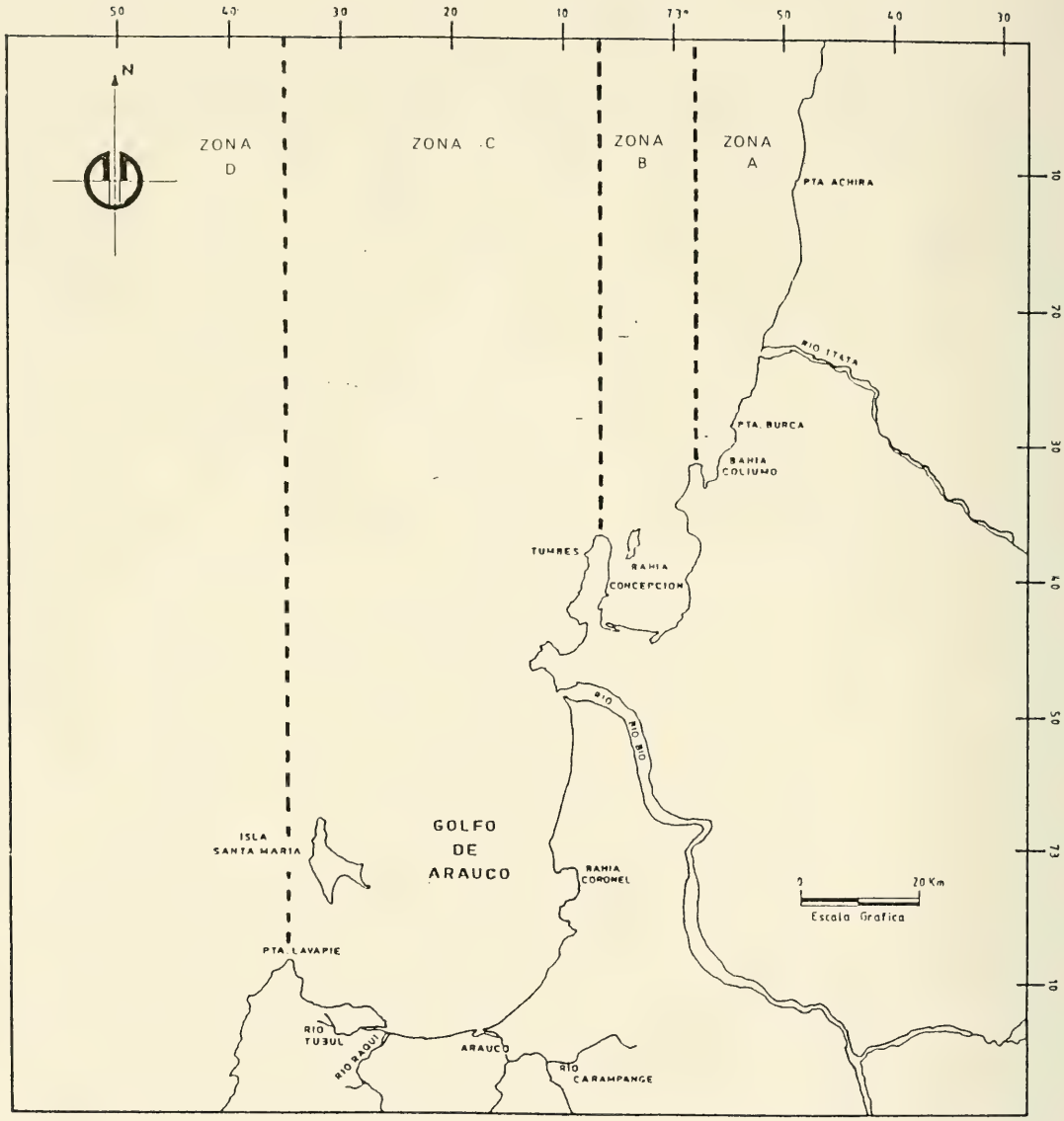


FIGURA 2. Zonación propuesta por Cáceres y Arcos (1991) para el área de estudio, durante eventos de surgencia activa.

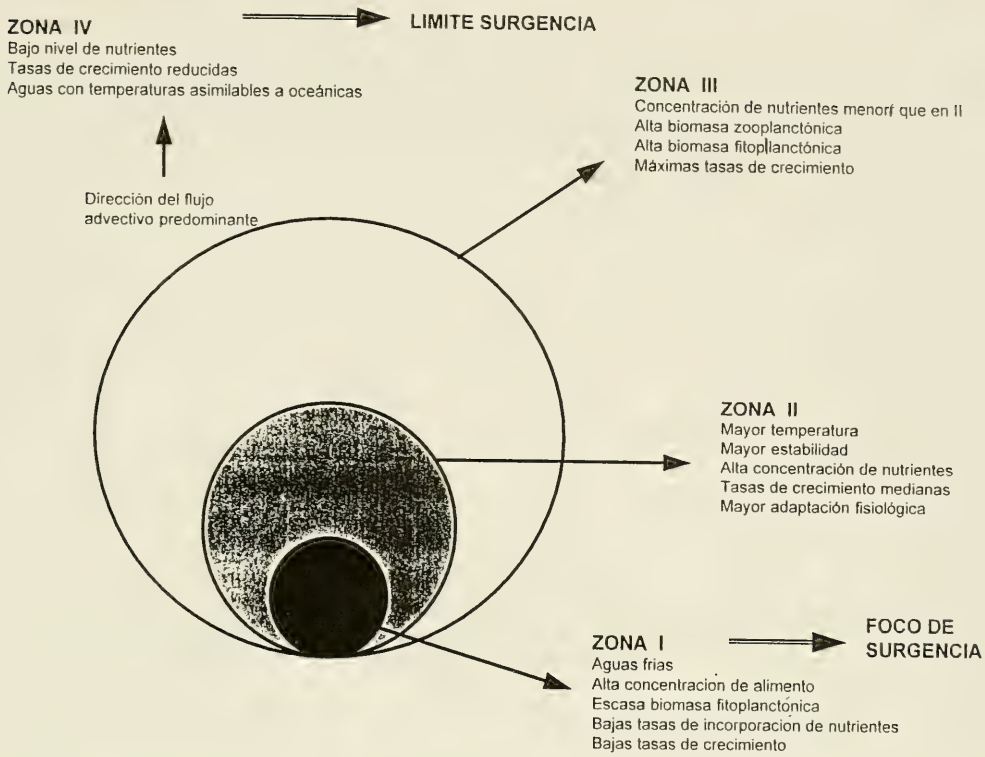


FIGURA 3. Interpretación de las zonas asignadas en la evolución de una pluma de surgencia según Jones *et al.* (1983).

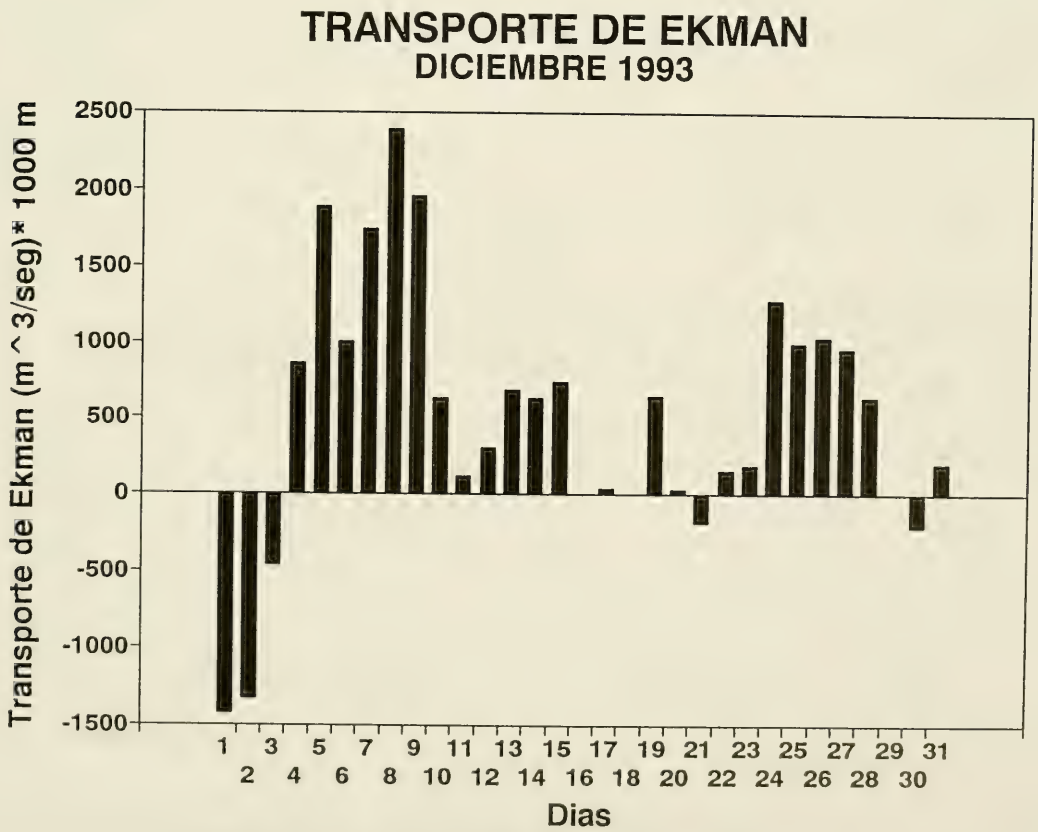


FIGURA 4. Transporte de Ekman para el período de observación en el área de estudio.

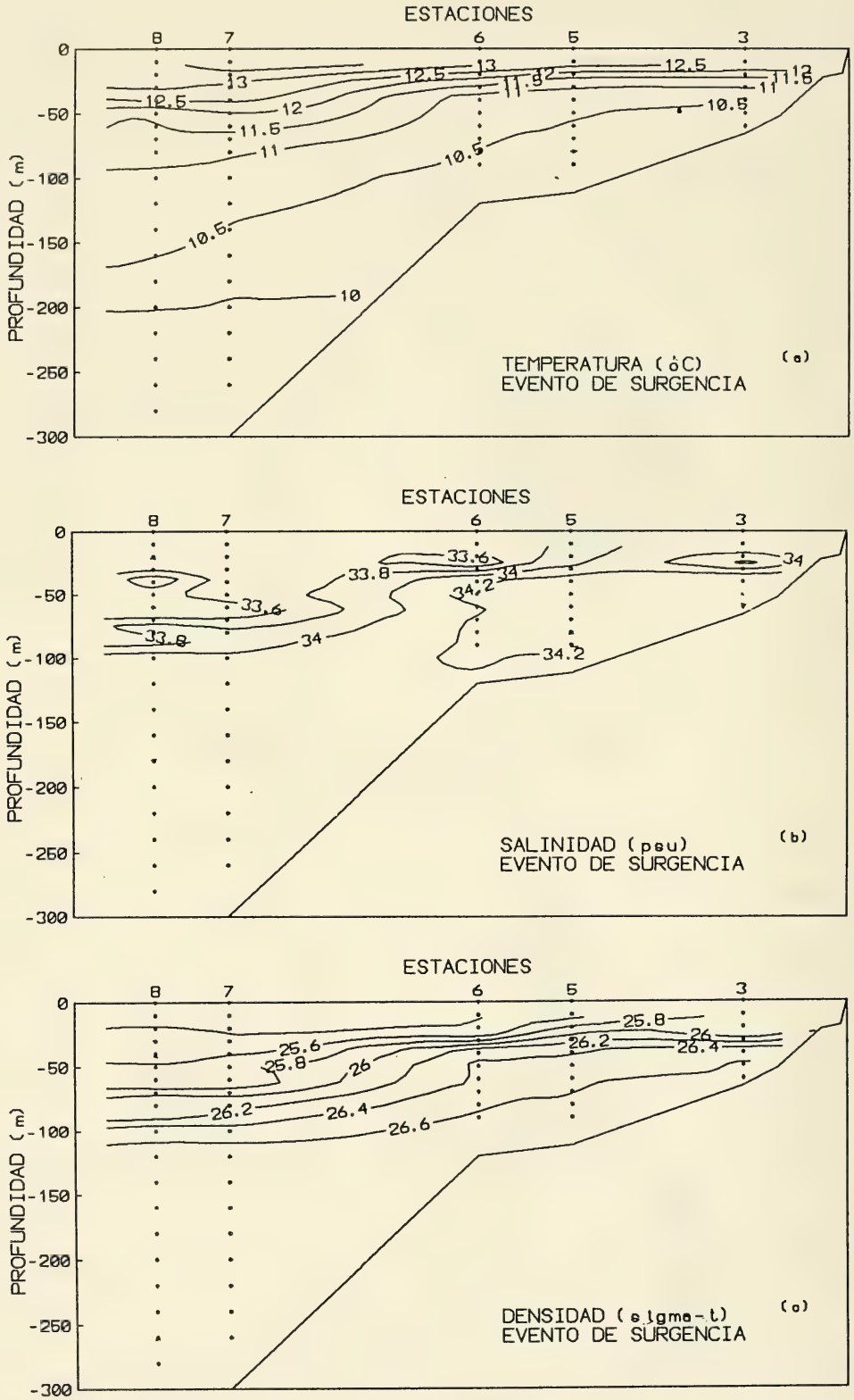


FIGURA 5. Distribución costa-océano de variables oceanográficas. Evento de surgencia activa (14/12/93). (a) temperatura (ºC), (b) salinidad (psu), (c) densidad (sigma-t).

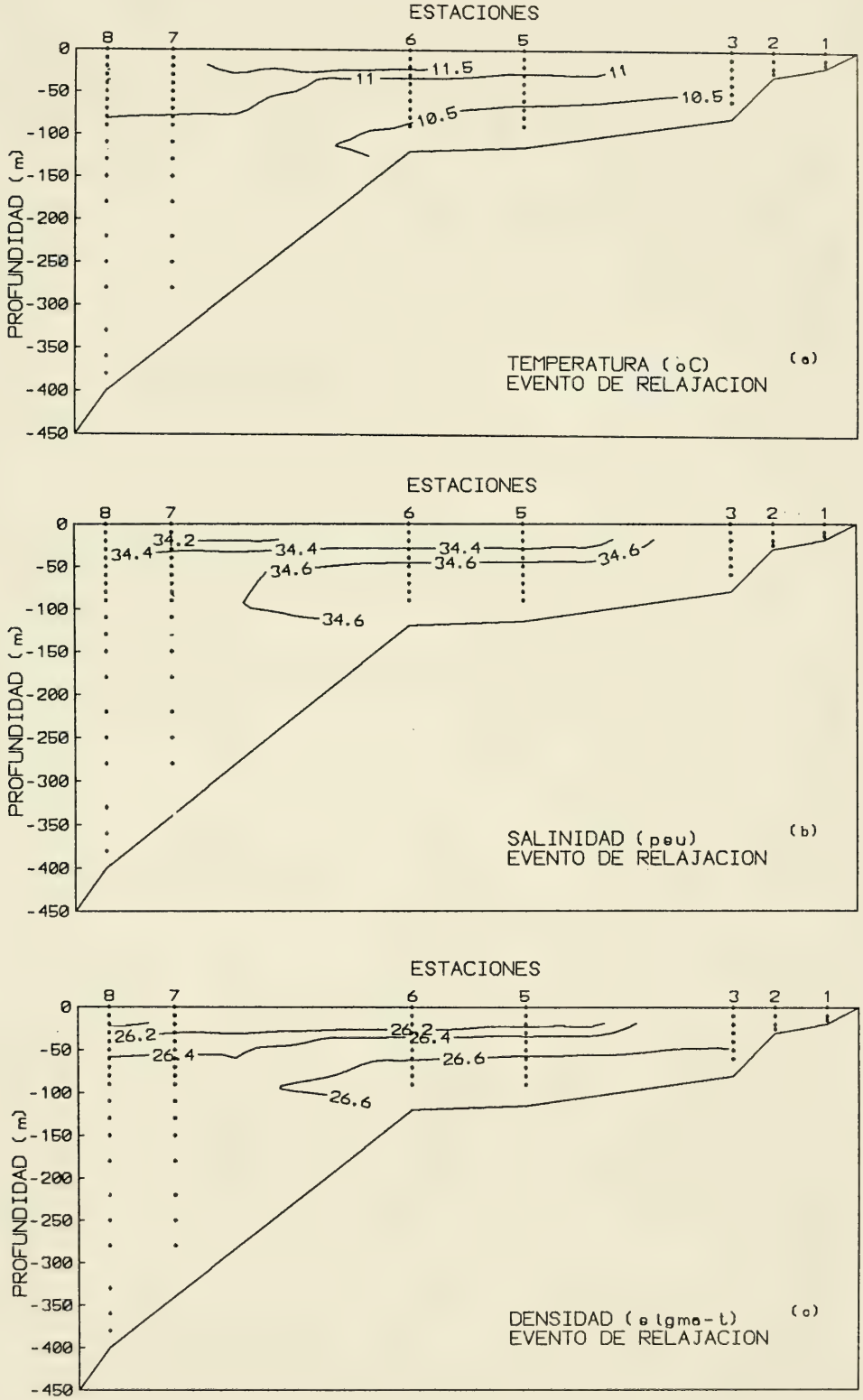


FIGURA 6. Distribución costa-océano de variables oceanográficas. Evento de relajación (23/12/93). (a) temperatura (°C), (b) salinidad (psu), (c) densidad (sigma-t).

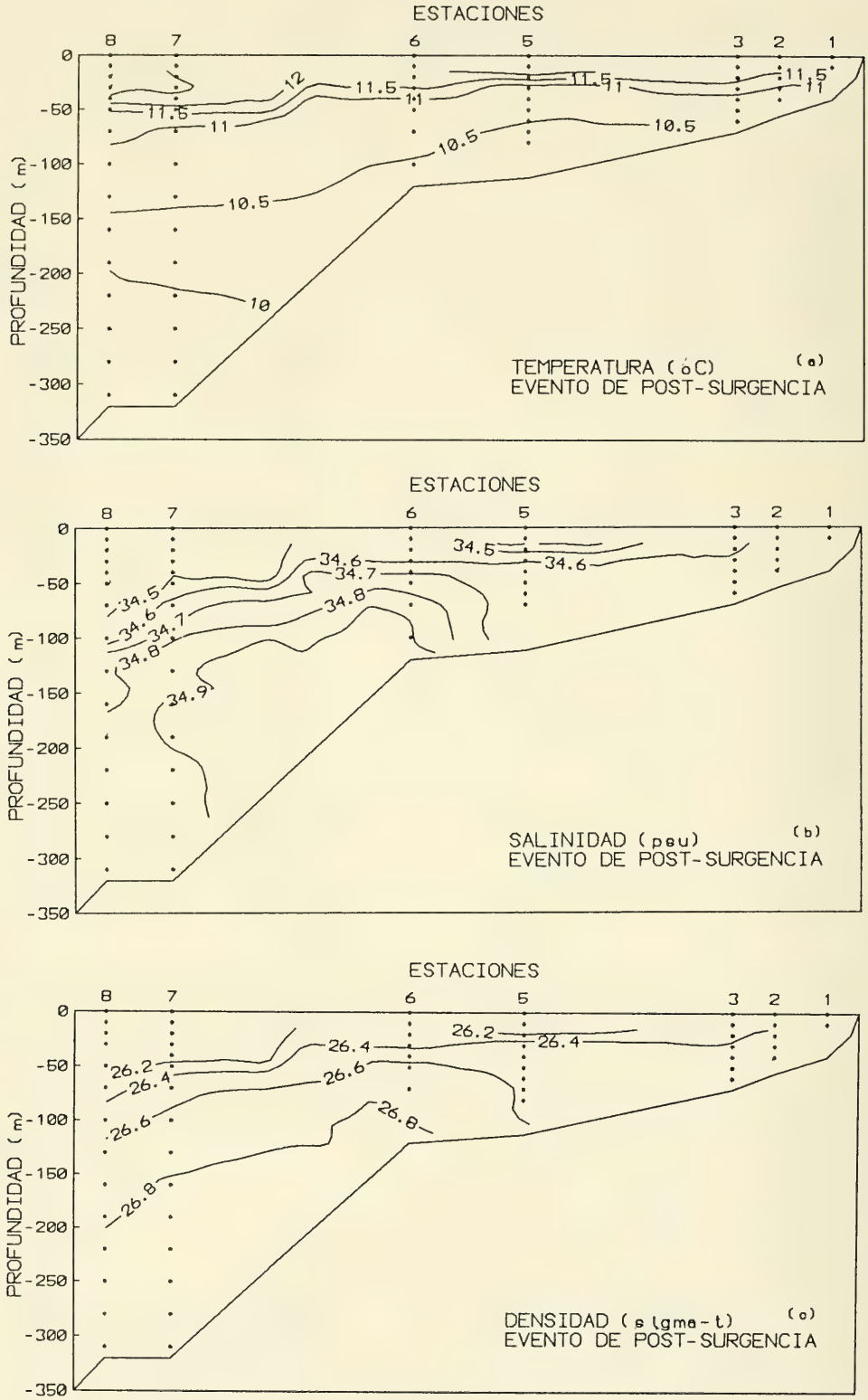


FIGURA 7. Distribución costa-océano de variables oceanográficas. Evento de postsurgencia (30/12/93). (a) temperatura (°C), (b) salinidad (psu), (c) densidad (sigma-t).

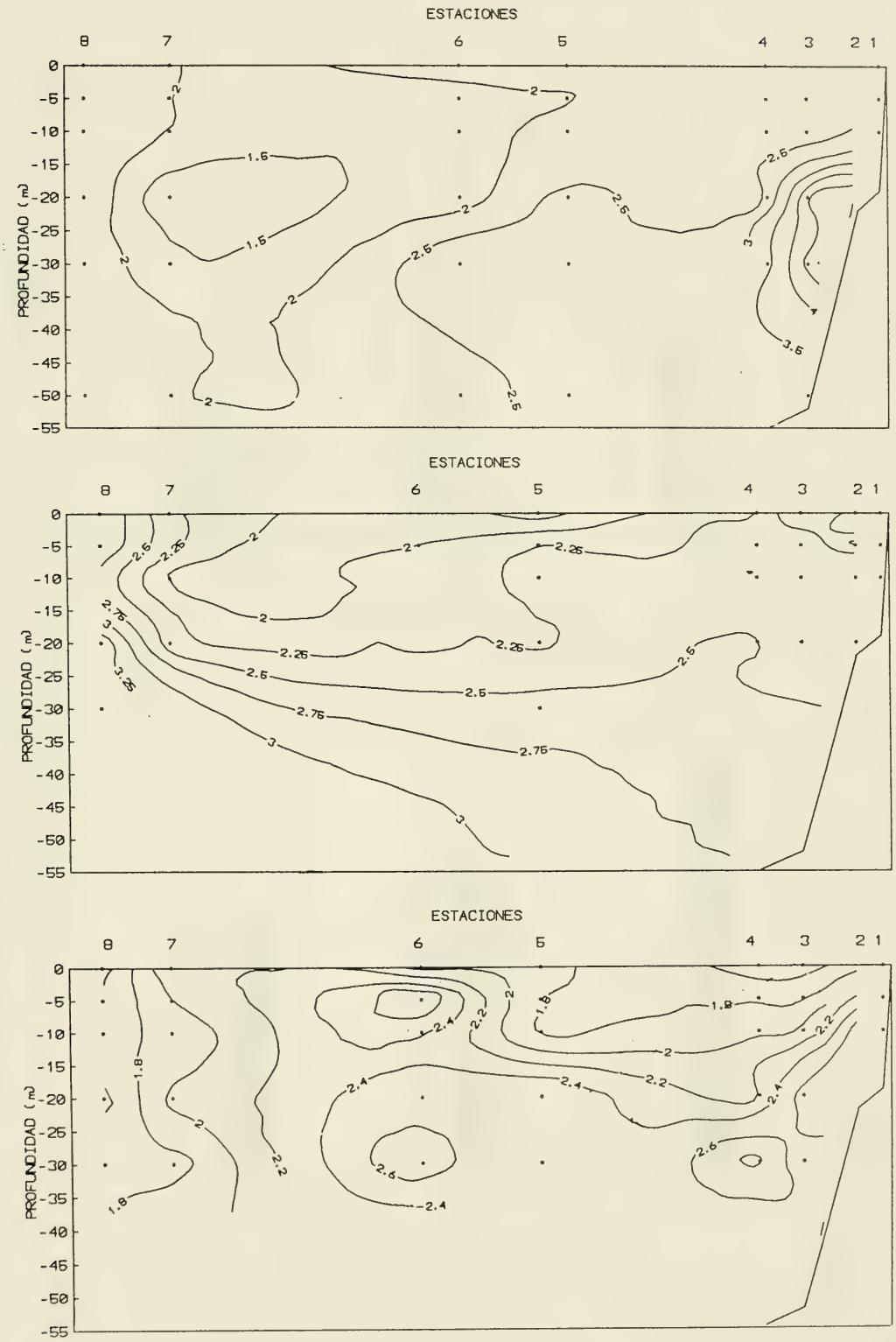


FIGURA 8. Distribución de fluorescencia *in vivo*. (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).

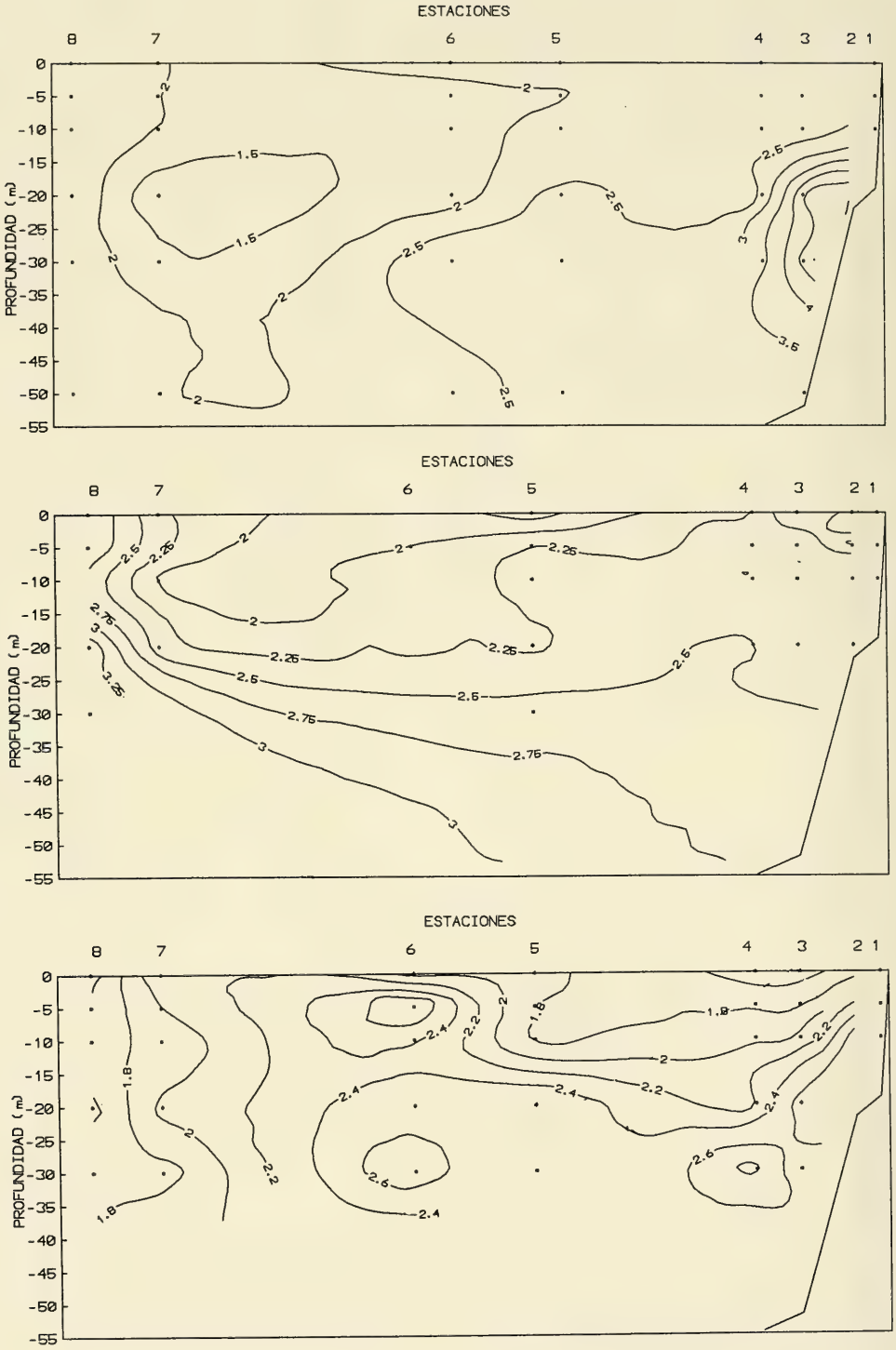


FIGURA 9. Distribución de índice de fluorescencia. (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).

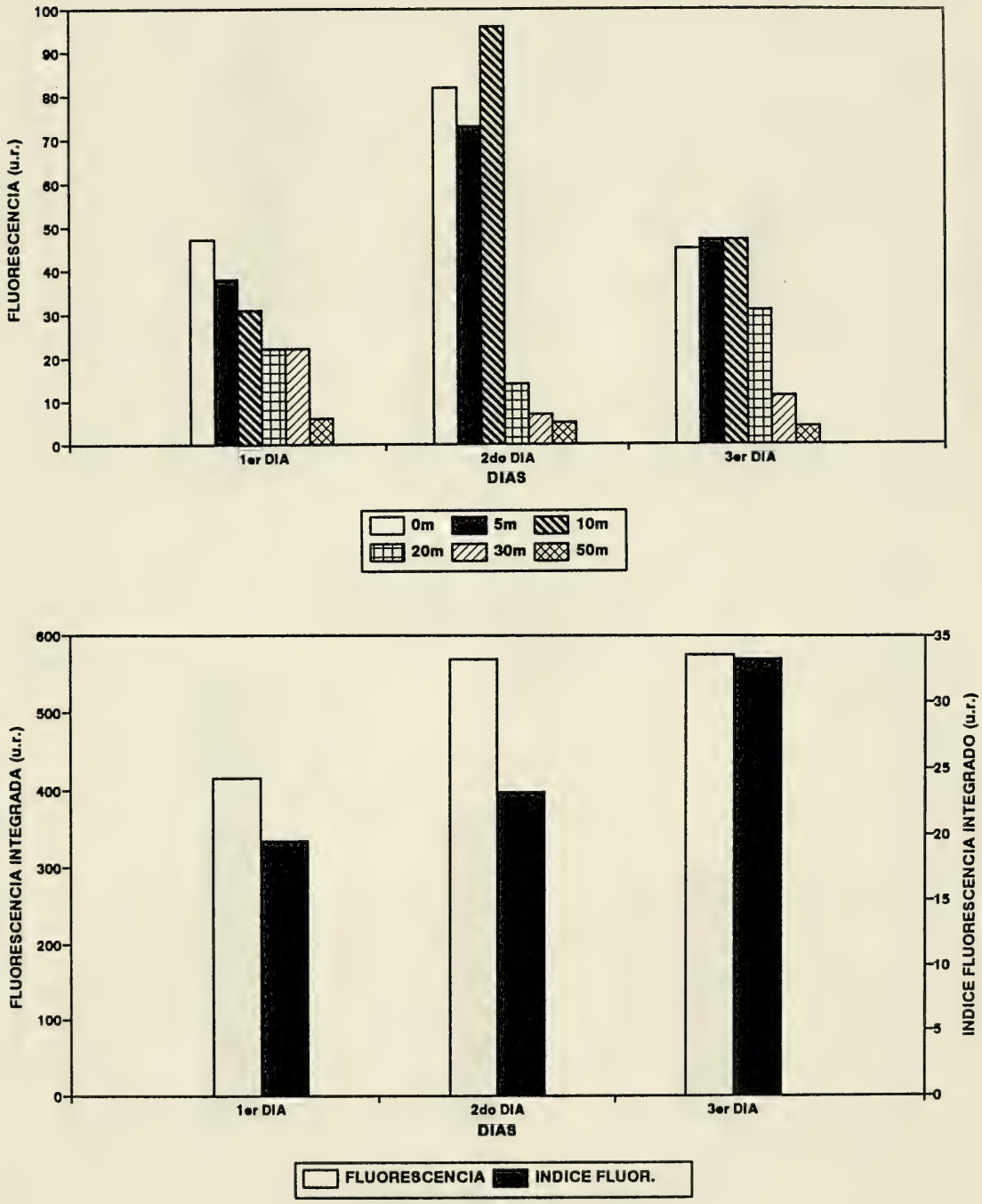


FIGURA 10. Evolución de la pluma de surgencia. (a) fluorescencia *in vivo*, por estrato de muestreo, (b) fluorescencia *in vivo* integrada entre 0-50 m.

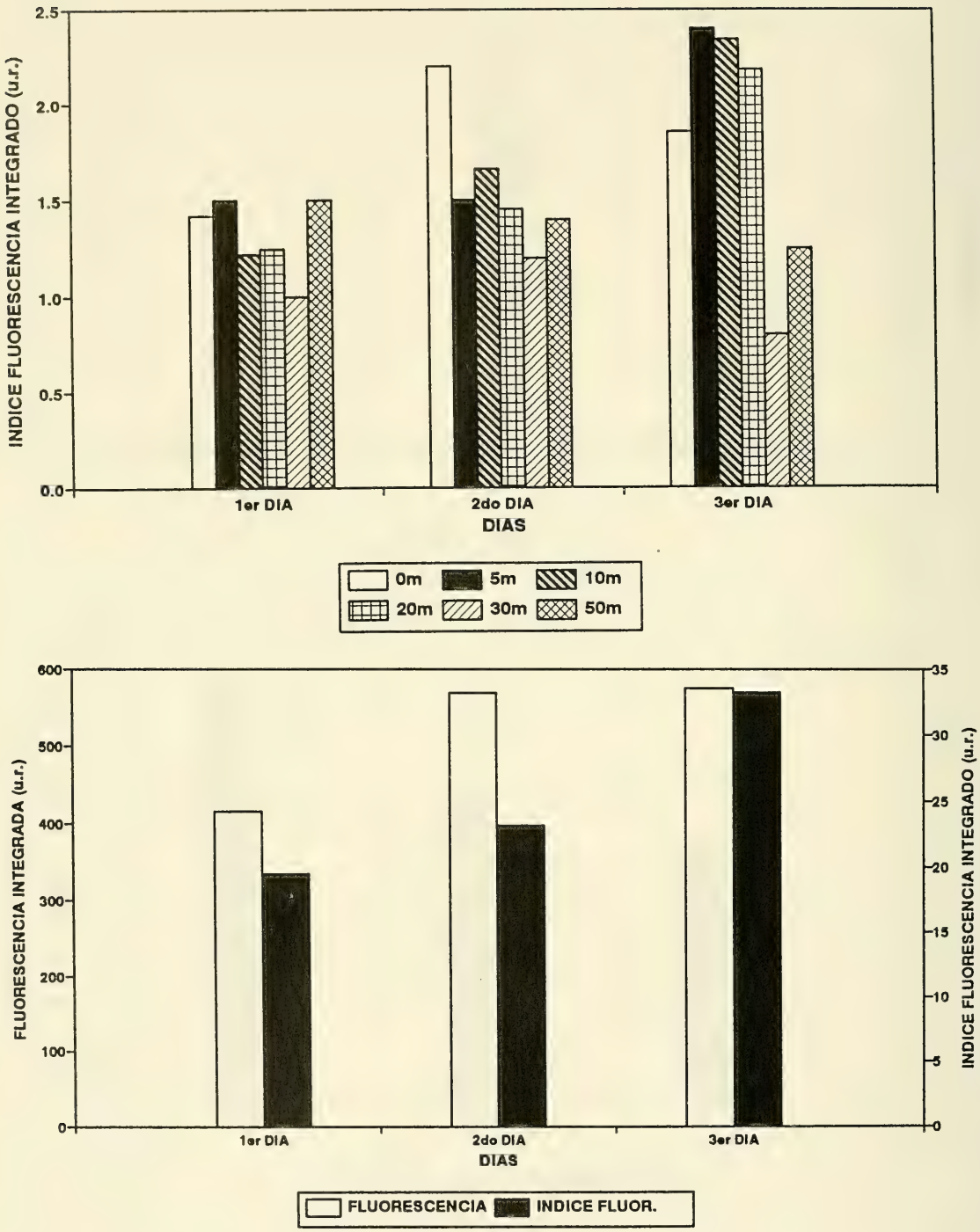


FIGURA 11. Evolución de la pluma de surgencia. (a) índice de fluorescencia, por estrato de muestreo. (b) índice de fluorescencia integrado entre 0-50 m.

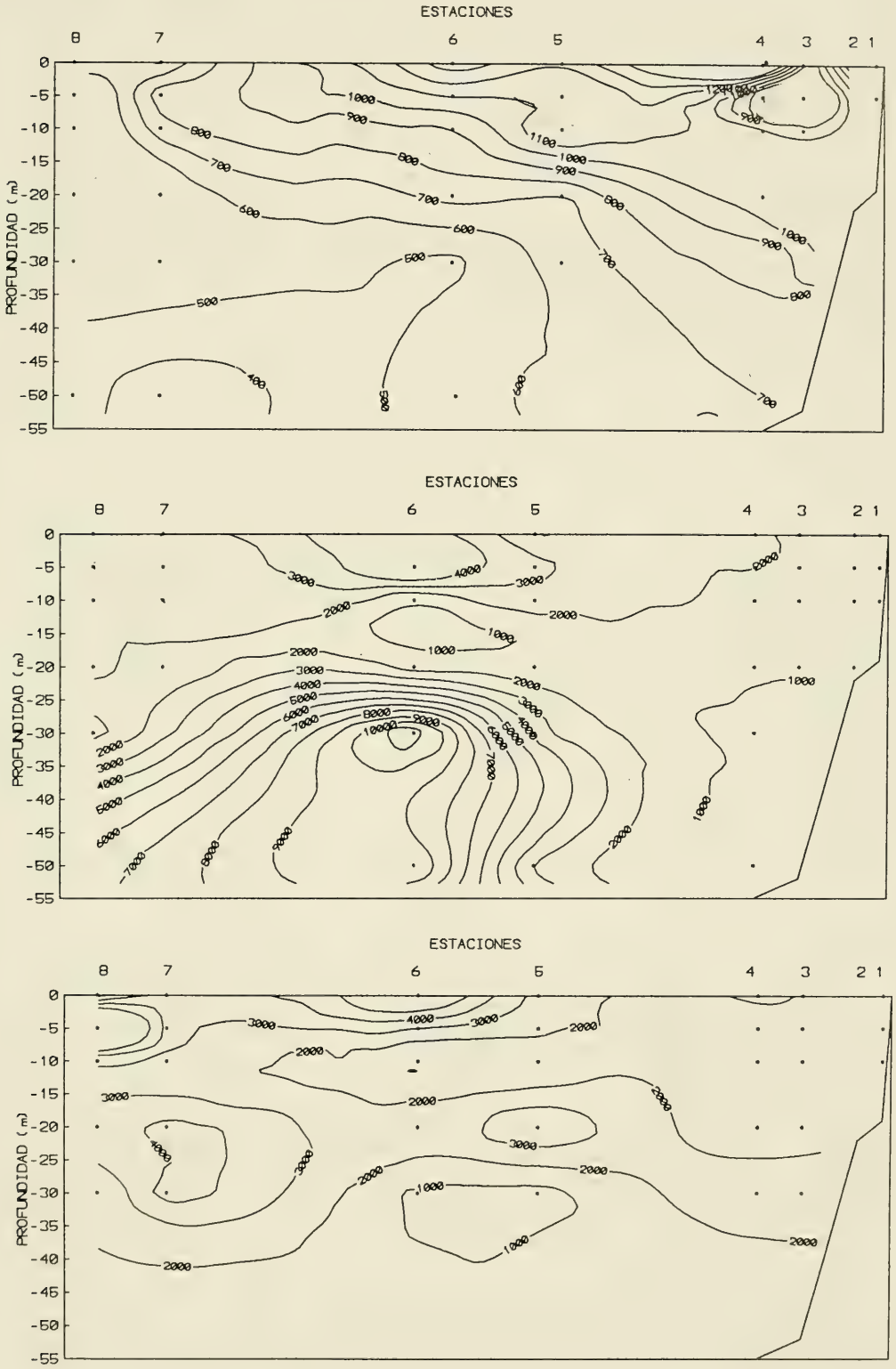


FIGURA 12. Distribución del espectro de tamaño de partículas, fracción menor a 10 µm. (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), evento de postsurgencia (30/12/93).

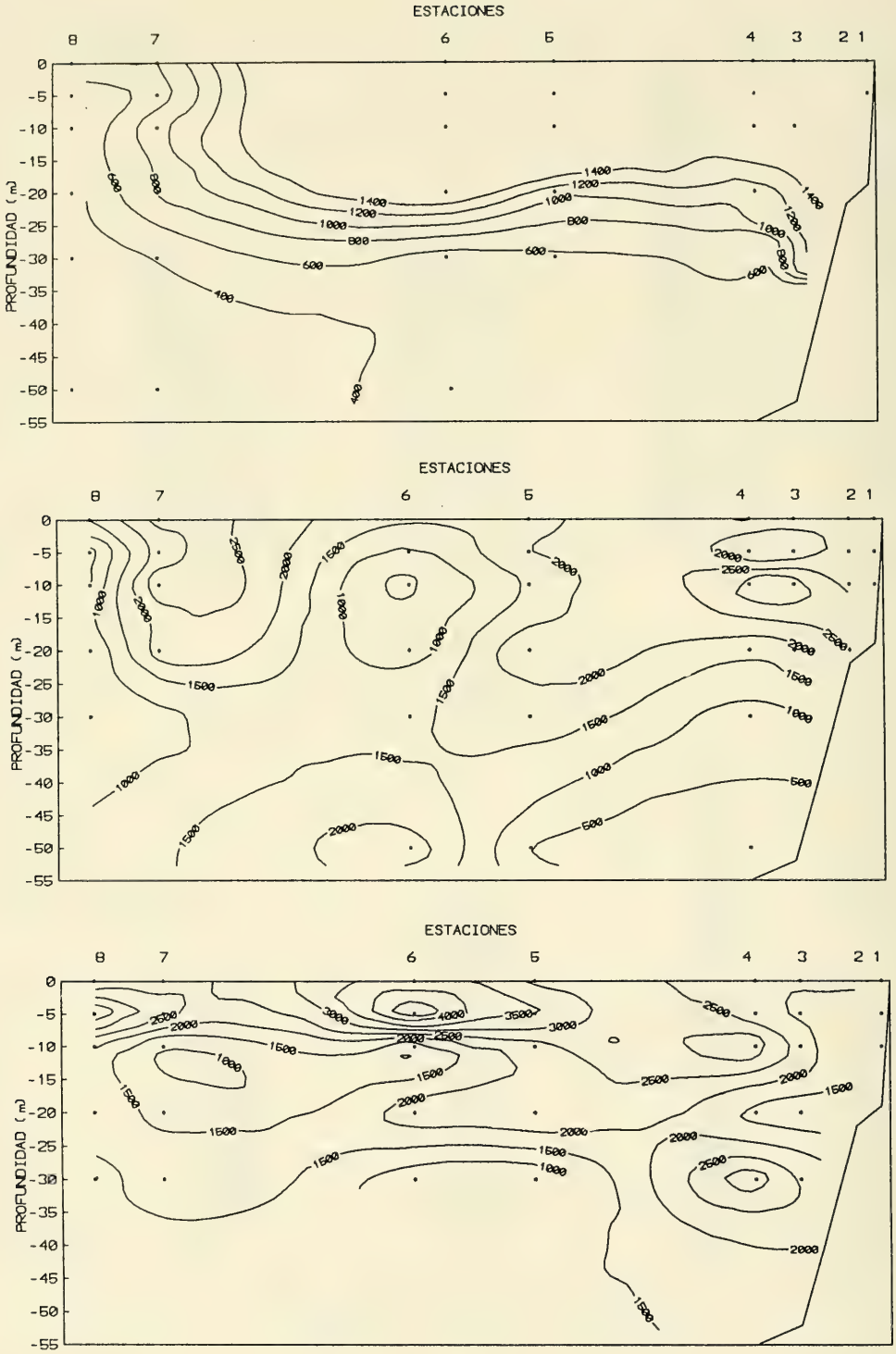


FIGURA 13. Distribución del espectro de tamaño de partículas, fracción 10-20 µm. (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).

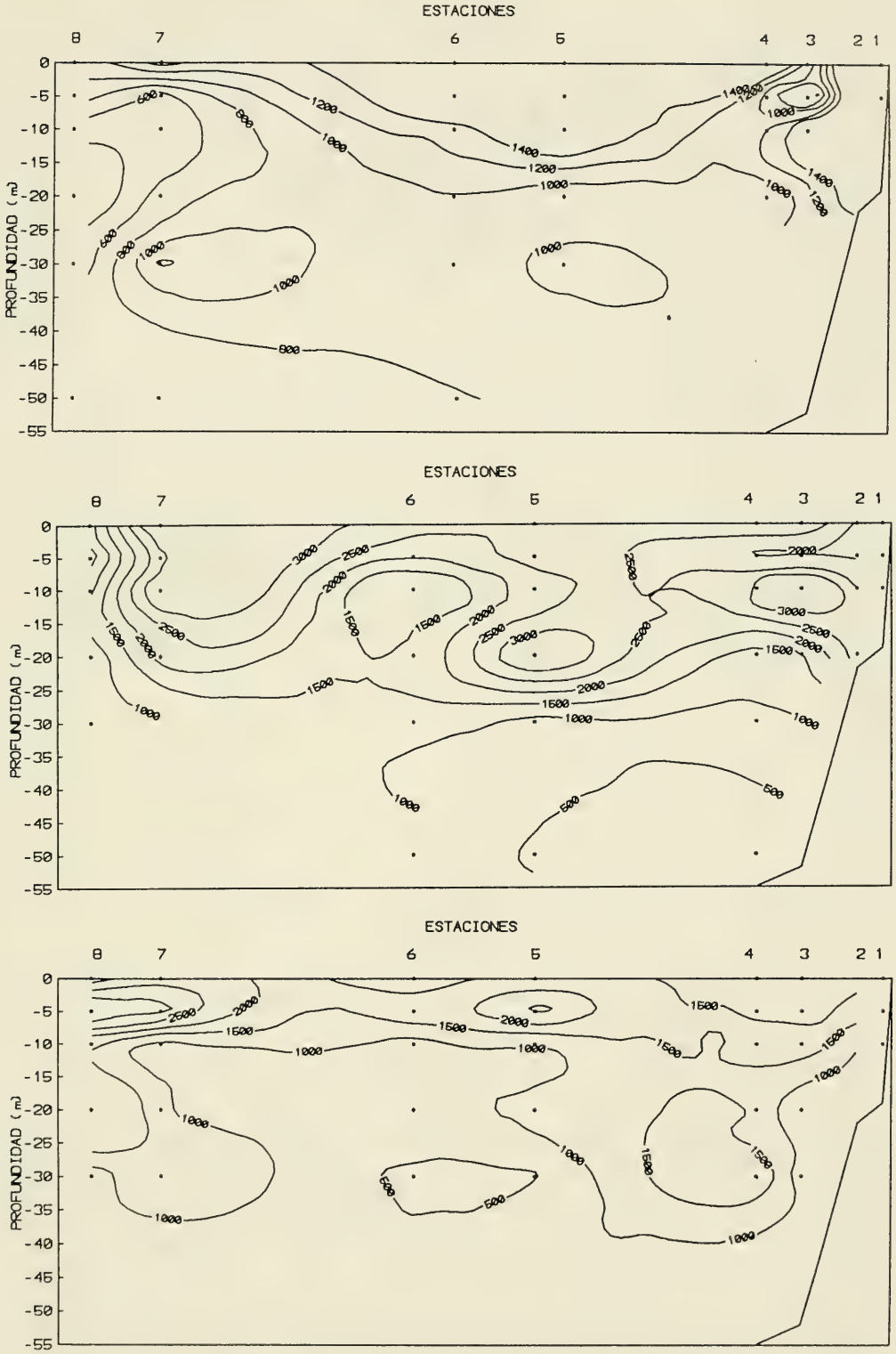


Figura 14. Distribución del espectro de tamaño de partículas, fracción 20-40 µm. (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).

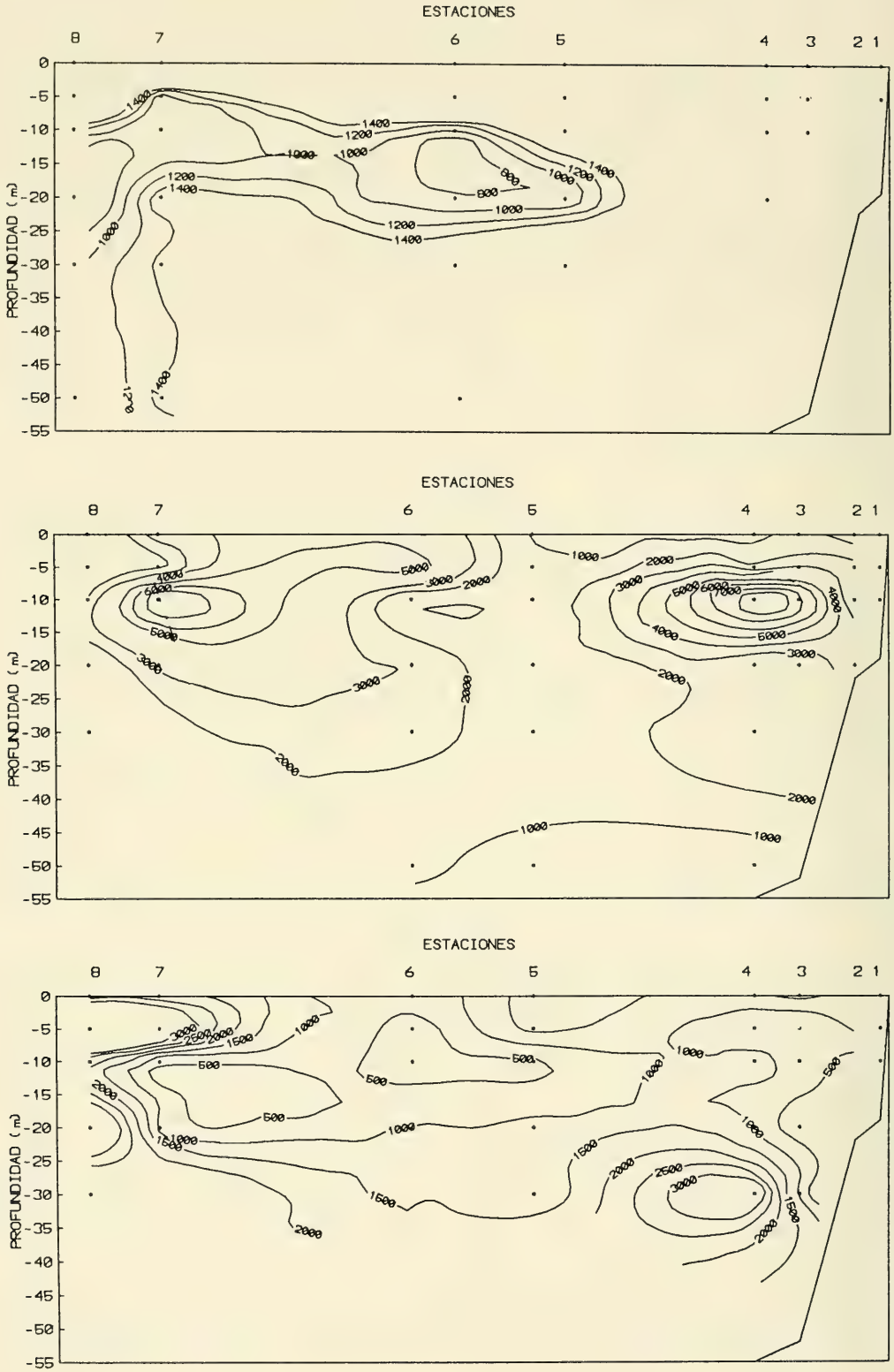


FIGURA 15. Distribución del espectro de tamaño de partículas, fracción mayor a 40 µm. (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).

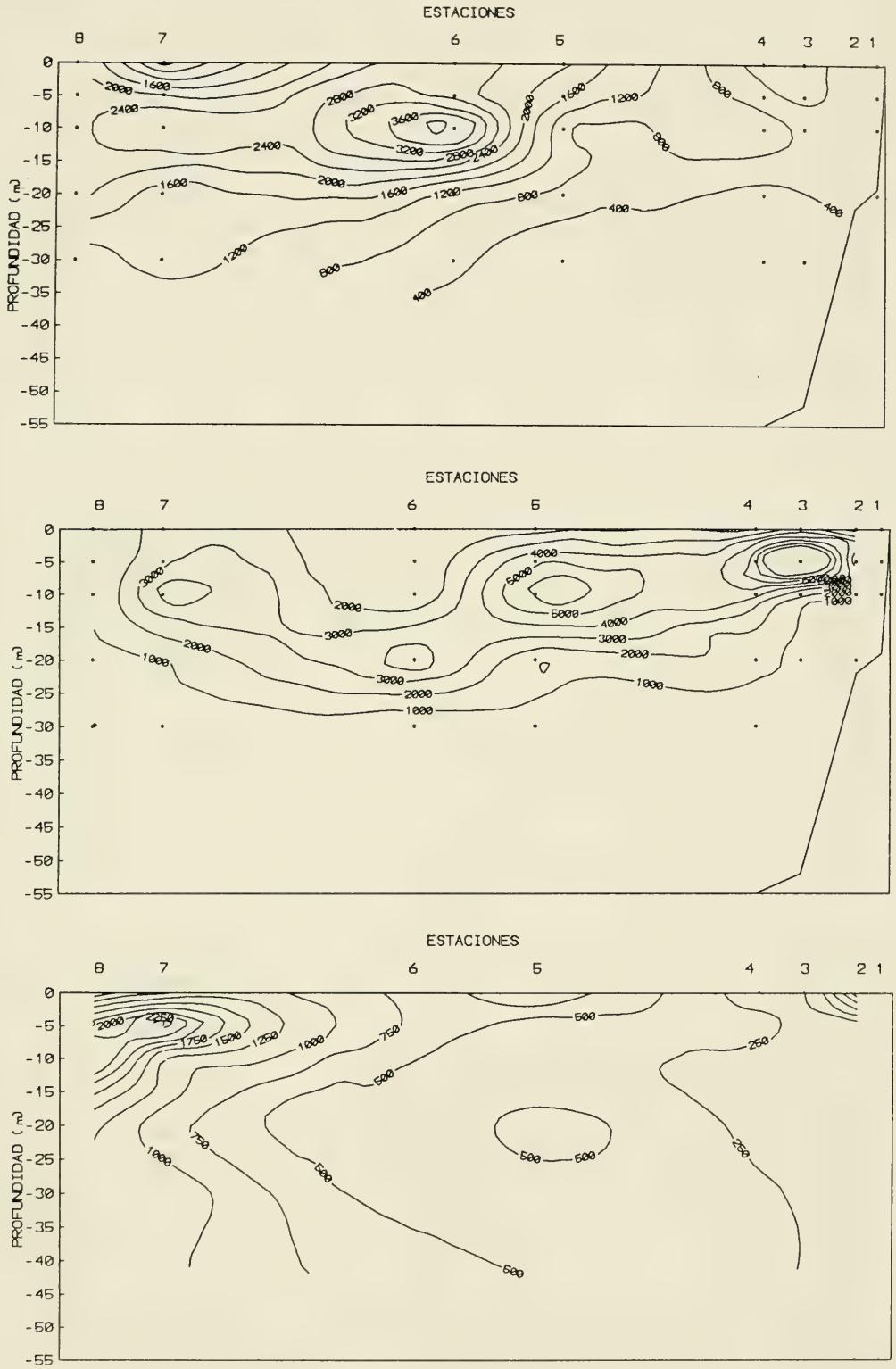


FIGURA 16. Distribución costa-océano de ciliados (cél/l). (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).

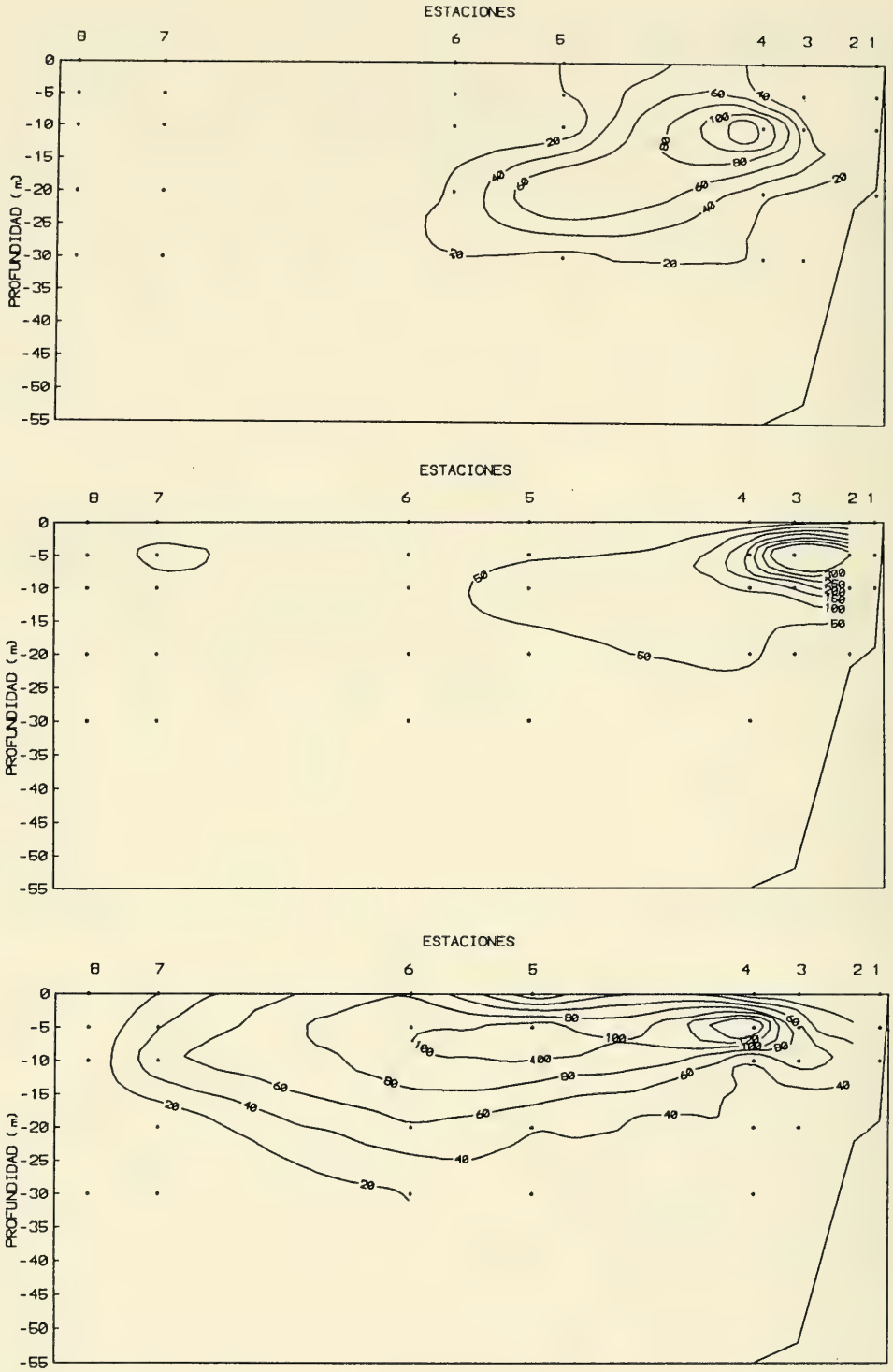


FIGURA 17. Distribución costa-océano de estados naupliares (ind/l). (a) evento de surgencia activa (14/12/93, (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).

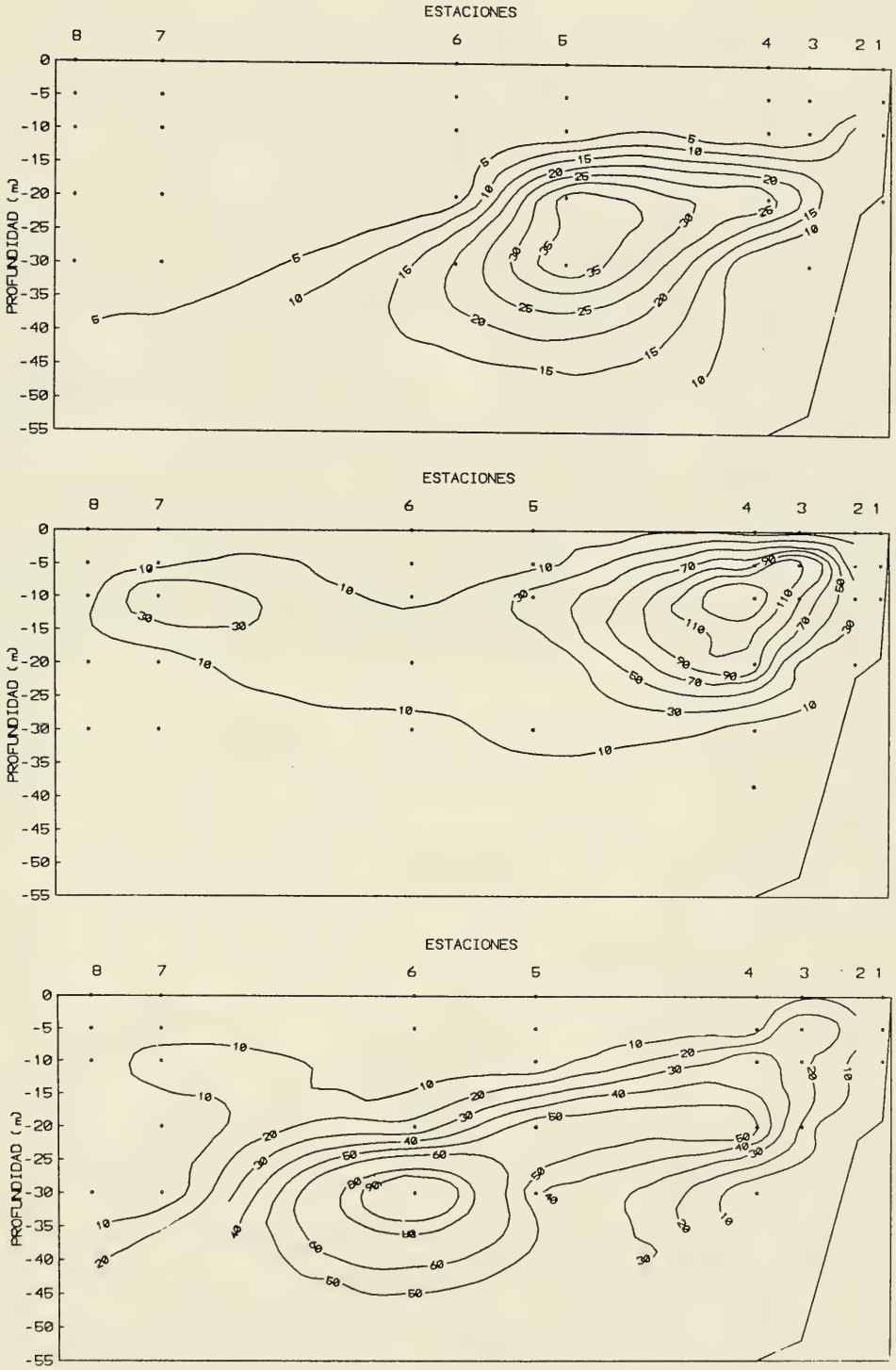
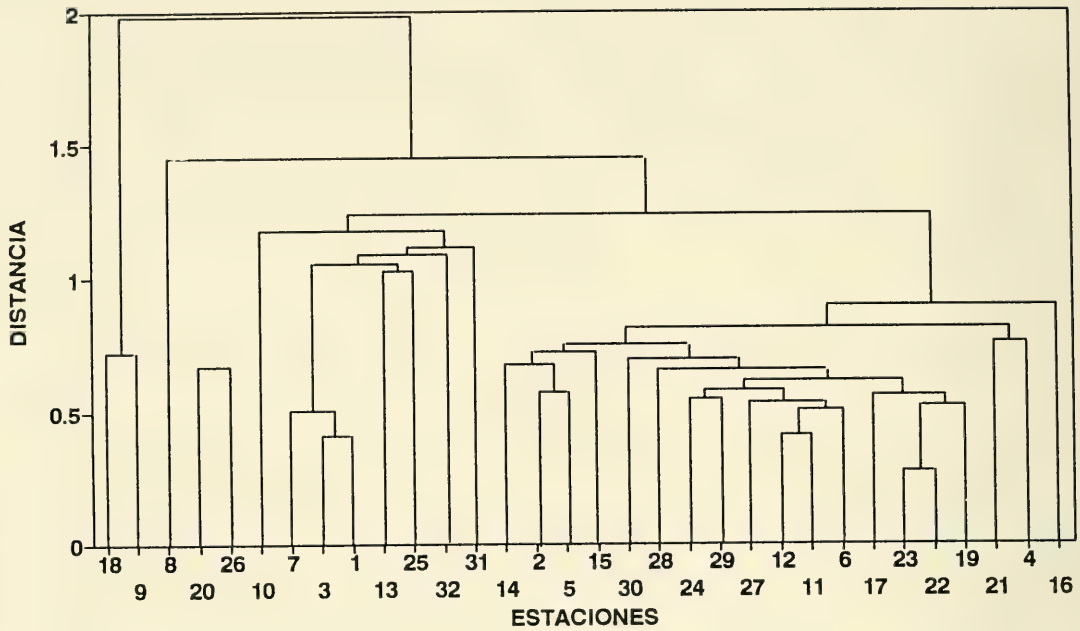


FIGURA 18. Distribución costa-océano de copepoditos (ind/l). (a) evento de surgencia activa (14/12/93), (b) evento de relajación (23/12/93), (c) evento de postsurgencia (30/12/93).



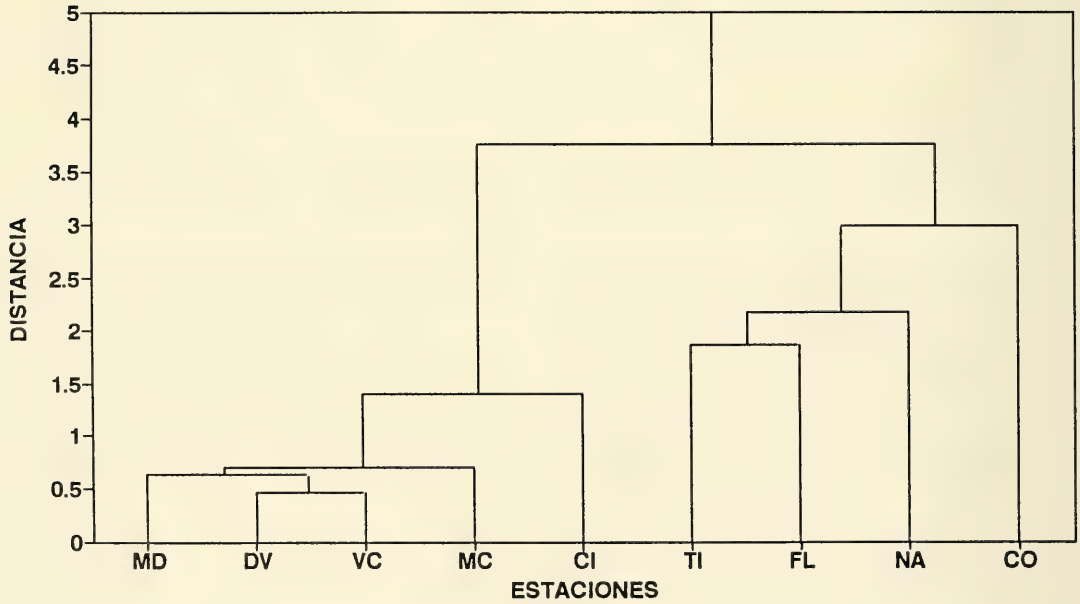
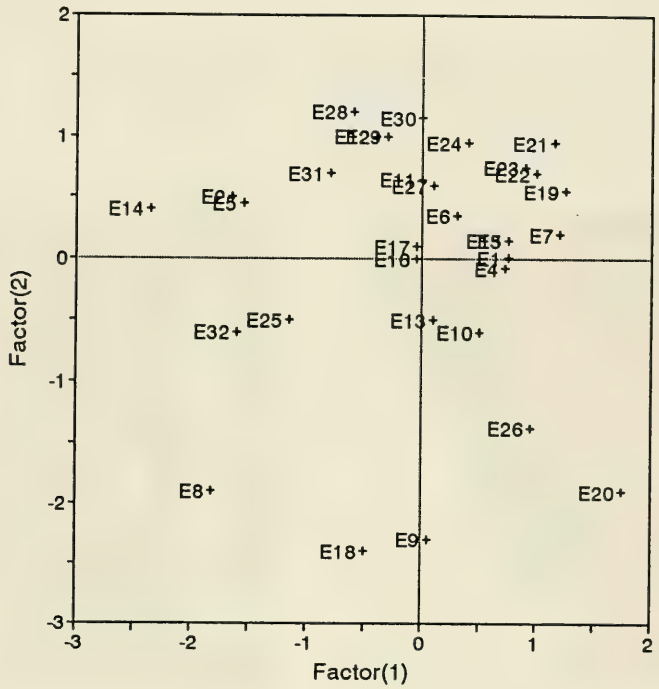


FIGURA 19. Análisis de clasificación para (a) variables asociadas a la oferta ambiental y (b) todas las estaciones muestreadas durante el estudio.



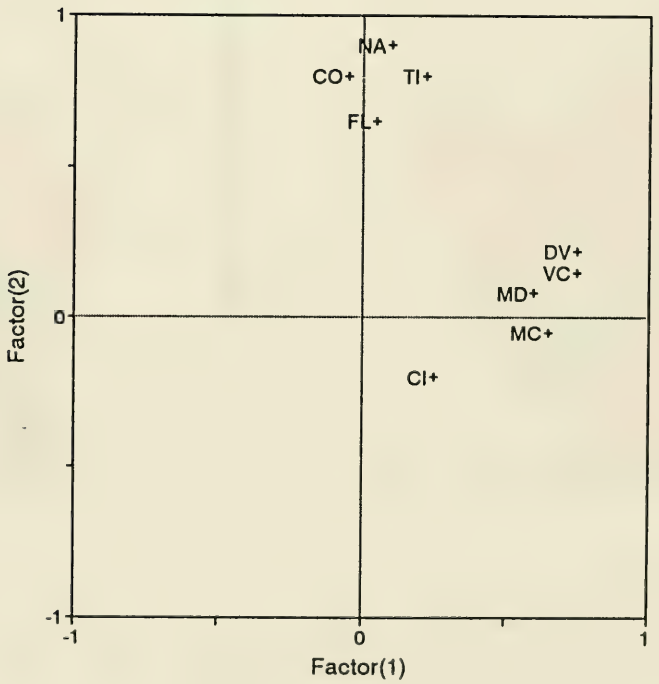


FIGURA 20. Análisis de componentes principales para (a) variables asociadas a la oferta ambiental y (b) todas las estaciones muestreadas durante el estudio.

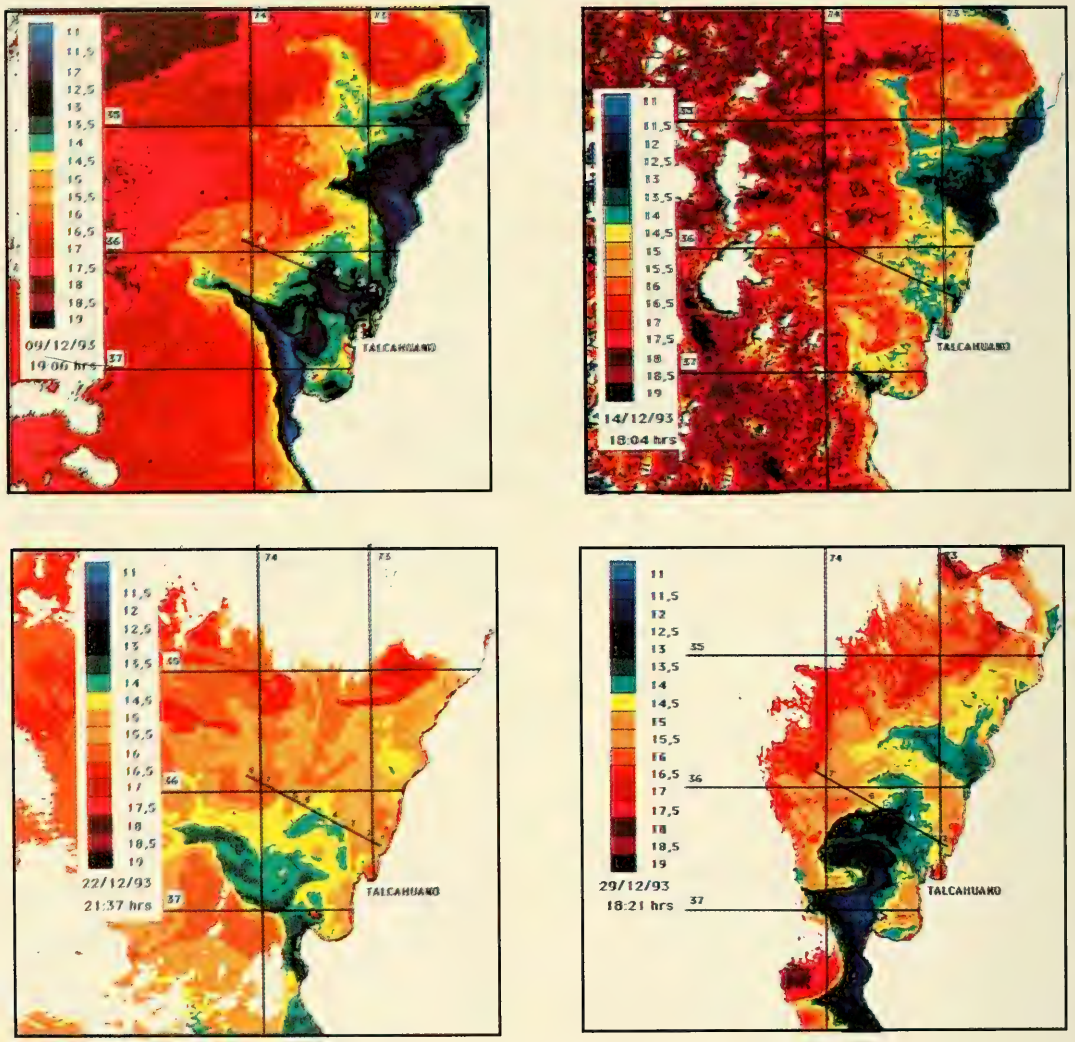


FIGURA 21. Imágenes satelitales de temperatura superficial del mar para el período y área de estudio.

Gayana Oceanol. 4(1): 59-68, 1996 ISSN 0716-9655

OBSERVACIONES SOBRE LA MIGRACION Y DISTRIBUCION VERTICAL DE MEGALOPAS DE *PLEURONCODES MONODON* (CRUSTACEA: GALATHEIDAE) EN LA PLATAFORMA CONTINENTAL FRENTE A BAHIA SAN VICENTE, CHILE CENTRAL

OBSERVATIONS ABOUT MIGRATION AND VERTICAL DISTRIBUTION OF PLEURONCODES MONODON *MEGALOPAE (CRUSTACEA: GALATHEIDAE) IN THE CONTINENTAL SHELF OFF SAN VICENTE BAY, CENTRAL CHILE.*

Cañete, J. I.[1]; V.A. Gallardo[2]; R. Quiñones[2]; F. Carrasco[2] & M. Baltazar[2]

RESUMEN

Se describe la migración nictameral de las megalopas del langostino colorado *Pleuroncodes monodon* en la plataforma continental de Chile central, a partir de las variaciones diurnas/nocturnas de la abundancia y distribución vertical de ellas. Las muestras provienen de una estación fija (36°44' S, 73°13' W) a 100 m de profundidad, localizada frente a Bahía San Vicente. Las muestras se recolectaron utilizando una red Bongo (259 µm de trama) y en forma estratificada a 20, 42 y 64 m de profundidad, a las 6 y 16 horas, el 3 y 4 de noviembre de 1993. Las megalopas se distribuyen durante la noche en toda la columna aunque se concentran principalmente a 42 m de profundidad. La abundancia promedio de las megalopas fue 0,60 ± 0,65 inds.·m^{-3} y fluctuó hasta en un orden de magnitud. El tamaño promedio de las megalopas fue de 3,52 mm LC. En el día no se recolectaron megalopas en la columna de agua, permaneciendo presumiblemente en las cercanías del fondo. La evidencia obtenida documenta la existencia de migraciones verticales nictamerales de las megalopas. Se sugiere que estas migraciones verticales podrían ser una estrategia para regular su distribución horizontal en el sistema pelágico, lo cual explicaría la coincidencia entre las zonas de distribución larval de *P. monodon* y las áreas de su reclutamiento.

PALABRAS CLAVES: Crustacea, *Pleuroncodes*, megalopas, plancton, migración vertical, Chile.

ABSTRACT

Vertical migration of the megalopae of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* in the continental shelf off Central Chile, is described from vertical distributions and day/night abundance changes. Samples were taken at a station located off Bahía de San Vicente (36°44' S; 73°13' W; depth = 100m) using a Bongo net (250 µm mesh size). Stratified hauls were done from 20, 42 and 64 m deep at 06:00 and 16:00 hours on November 3 and 4, 1993. At night, the megalopae can be found in the whole water column although they are mainly concentrated at 42 m. Megalopae average abundance was 0.60 ± 0.65 inds.·m^{-3} and varied up to one order of magnitude. The average body size of the megalopae was 3.52 mm CL (cephalothoraxic lenght). During the day, no megalopae was found in the water column and it is likely that they remained very close to the bottom. Our evidence indicates the existence of day/night vertical migrations of the squat lobster megalopae. We suggest that vertical migration could be part of a strategy to regulate the horizontal distribution of megalopae in the pelagic system which in turn could explain the coincidences between areas of larval distribution and recruitment of *P. monodon*.

KEYWORDS: Crustacea, *Pleuroncodes*, megalopae, plankton, vertical migration, Chile.

INTRODUCCION

Entre los invertebrados bentónicos con una fase larval pelágica, el efecto del transporte advectivo y la dispersión sobre la población larval han sido sindicados como los principales responsables de las fluctuaciones que experimenta el reclutamiento (Scheltema, 1986; Boicourt, 1988). Sin embargo, el transporte larval no es afectado sólo por el régimen hidrodinámico local sino que puede ser el resultado de la interacción entre la estructura vertical de las corrientes y la regulación de la distribución vertical (Peterson *et al.*,

[1]Instituto de Oceanología, Universidad de Valparaíso, Casilla 13-D, Viña del Mar, Chile.
[2]Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Casilla 2407, Concepción, Chile.

1979; Wroblewski, 1982; Rothlisberg *et al.*, 1983; Shanks, 1986; Boucher, 1988; Pillar *et al.*, 1989).

Las larvas de crustáceos bentónicos presentan una variada gama de mecanismos de retención larval (Longhurst, 1976; Rothlisberg, 1976; Hines, 1986; Boicourt, 1988). Sin embargo, no existen antecedentes acerca de los mecanismos utilizados por los estadios meroplanctónicos del crustáceo *Pleuroncodes monodon*, recurso de alto valor comercial de la plataforma continental de Chile central (Gallardo *et al.*, 1992).

Considerando la velocidad de las corrientes sobre la plataforma continental frente a Chile central (10-20 cm $\cdot s^{-1}$) (Gallardo, 1995, en prep.) y la prolongada permanencia en el plancton de los estadios larvales de *Pleuroncodes monodon* (8-10 meses), Cañete (1994) ha estimado un potencial de dispersión de 3.000 a 4.000 km si las larvas se comportaran como partículas pasivas (*sensu* Hannan, 1984). El mismo autor describió que las zoeas I-IV se encontraban asociadas a la termoclina, sugiriendo que esta regulación de la posición en la columna de agua mantendría la población larval dentro de los límites de la plataforma continental, donde se localizan los focos poblacionales de interés pesquero (Bahamonde *et al.*, 1986). Sin embargo, se desconoce qué ocurre con los estadios más longevos como las megalopas.

En noviembre de 1993, en un estudio sobre la dinámica temporal de la abundancia de larvas de esta especie (Gallardo *et al.*, 1994a), se detectó la presencia de megalopas en las muestras de zooplancton recolectadas durante la noche en una estación localizada frente a Bahía de San Vicente. La ausencia de megalopas en muestras recolectadas durante el día promovió la presente investigación, cuyos objetivos son i) corroborar la existencia de migraciones nictamerales en el estadio de megalopa del langostino colorado y ii) obtener información acerca de los mecanismos de retención larval existentes en este crustáceo, que permitan explicar la coincidencia entre las áreas de reclutamiento y las de distribución larval (Cañete, 1994).

MATERIALES Y METODOS

El muestreo se realizó los días 3 y 4 de noviembre de 1993, en una estación fija de 100 m de profundidad, localizada en la plataforma continental adyacente a Bahía San Vicente (36°44' S, 73°13' W). Los cruceros fueron hechos a bordo de la L/C Kay Kay (17 m de eslora), y se realizaron a las 6 hora local (muestreo nocturno) y a las 16 horas (muestreo diurno). La navegación y posicionamiento en la estación fue realizada con un GPS Trimble Transpack I ($\pm$ 30 m de precisión).

El zooplancton fue recolectado con una red Bongo de 60 cm de diámetro, provista de un flujómetro calibrado (Hydrobios) y con redes de 250 µm de trama. Se realizaron muestreos estratificados a 20, 42, y 64 m de profundidad, realizándose arrastres verticales desde el fondo de cada estrato hasta la superficie. Las muestras fueron fijadas y preservadas en formalina al 10% tamponada con borato de sodio.

Las larvas fueron identificadas sobre la base de la contribuciones de Fagetti & Campodónico (1971) y Cañete (1994). La longitud cefalotorácica de las megalopas fue medida desde el arco postocular hasta la línea media del borde posterior del cefalotórax.

La distribución vertical de las larvas fue expresada como el estrato de profundidad en donde se detectó la máxima concentración larval y el Centro de Distribución de la Masa Larval (CDML) se calculó como lo indican Fortier & Leggett (1982):

$$CDML = \sum_{i=1}^{n} p_i \text{-} z_i$$

donde, p_i es la proporción de larvas existentes en cada estrato de profundidad, y z_i es la profundidad media del estrato (m).

En ambos perfiles verticales se calculó el coeficiente de variación (CV) a objeto de conocer el grado de agregación larval en torno a una profundidad determinada. El CV se calculó como $(s/\overline{X})$-100; donde s es la desviación estándar de la abundancia larval y $\overline{X}$ es la abundancia promedio. Un CV > 100 indica una fuerte agregación a una profundidad determinada, e inversamente, un bajo valor de CV indica una distribución homogénea en la columna de agua.

La estructura vertical de la columna de agua fue caracterizada a través del perfil de temperatura. También se registró la salinidad y el contenido de oxígeno en la superficie y el fondo a través

de muestras de agua colectadas con botellas Niskin de 5 L de capacidad dotadas de un termómetro de inversión. El contenido de oxígeno se determinó a través de la técnica de Winkler; la salinidad se determinó con un salinómetro Beckman. La salinidad y el contenido de oxígeno se determinaron solamente para el día 4 de noviembre.

RESULTADOS

Estructura vertical de la columna de agua

En la Figura 1a se muestra el perfil vertical de temperatura durante el estudio, observándose un fuerte gradiente entre la superficie y 30 m de profundidad (≈ 4 °C), y una posterior homogeneidad de la columna de agua bajo esta profundidad (≈ 1°C de variación), manteniéndose un rango de variación entre 10,5 y 11,0 °C. Características similares se observaron durante ambos días de muestreo.

La capa superficial de la columna de agua se caracterizó por la presencia de aguas con baja salinidad ($32{,}256 \cdot 10^3$) y en las proximidades del fondo se registraron valores característicos de las Aguas Ecuatoriales Subsuperficiales (AESS; $34{,}483 \cdot 10^3$) (Tabla I).

El contenido de oxígeno fue 17 veces superior en la superficie (6,6 v/s 0,4 ml O_2-l^{-1}), indicando la existencia de AESS en las proximidades del fondo y ASAA en la superficie (Tabla I), aunque en este último caso no se puede descartar sobresaturación, por efecto de mezcla y del viento.

Distribucion vertical de megalopas

En la noche las megalopas se localizan principalmente a 42 m de profundidad (DCML= 45,5m; Tabla II) y lo hacen distribuyéndose en el espacio en forma relativamente homogénea (CV = 85,5 %). Durante el día no se capturaron megalopas, permaneciendo, presumiblemente, a profundidades superiores a 64 m. La abundancia promedio a 42 m fue de $1{,}1 \pm 0{,}8$ indiv.$\cdot m^{-3}$ (Figura 1b). La longitud cefalotorácica promedio de las megalopas fue $3{,}5 \pm 0{,}4$ mm (N = 103), conformando una sola cohorte (CV = 11%) (Figura 2). Se observó, además, que existieron variaciones de un orden de magnitud en la abundancia de megalopas entre ambos días.

DISCUSION

Los resultados arriba entregados demuestran por primera vez la existencia de migraciones verticales en el ciclo de vida planctónico del crustáceo demersal bentónico *P. monodon*. La migración vertical descrita sugiere que en el ciclo de vida larval de esta especie existirían al menos dos estrategias que podrían ser interpretadas como mecanismos que permitirían controlar la dispersión larval, los que variarían según el desarrollo ontogenético. La primera estrategia tiene que ver con la evidencia que se ha presentado acerca de la agregación de larvas (zoea I-IV) en torno a fuertes gradientes térmicos o termoclinas (Cañete, 1994). La otra estrategia es la migración vertical de las megalopas, fenómeno anteriormente no descrito. Es posible entonces generalizar que, temprano en el ciclo de vida larval, los estadios permanecen asociados a la termoclina, los que posteriormente, y más longevos, son capaces de realizar migraciones.

Las estrategias señaladas han sido observadas en otras taxa de la biota planctónica de estas áreas de surgencia de la plataforma continental de la zona de estudio. En dicho contexto, Castro *et al.* (1993) demostraron que los estadios tempranos del copépodo *Rhyncalanus nasutus* se localizan en las cercanías de la termoclina evitando el transporte advectivo. Los estadios longevos, por su parte, realizan migraciones verticales, manteniendo la posición horizontal, del mismo modo como fue propuesto por Peterson *et al.* (1979) para la costa de Oregon.

La migración de las megalopas hacia las capas superiores de la columna podría representar un mecanismo para disponer del alimento que se concentra en la termoclina (Harding *et al.*, 1987; Wolf & Woods, 1988; Tremblay & Sinclair, 1990; Lagadeuc, 1992; Thiébaut *et al.*, 1992; Castro *et al.*, 1991). Alternativamente, las migraciones les permitirían ascender a estratos de la columna de agua más oxigenados durante la noche, para posteriormente durante el día permanecer en un estrato profundo semianóxico de baja temperatura (Longhurst, 1967; Judkins, 1980).

Consecuentemente, el comportamiento biológico tendría un importante rol en la dispersión larval de *P. monodon*, ya que si las larvas se comportaran como una partícula pasiva, podrían ser transportadas 3.000-4.000 km durante una

existencia planctónica de 8-10 meses (Cañete, 1994; Cañete *et al.*, 1994).

Las estrategias señaladas podrían explicar la coincidencia de las áreas de distribución larval de *P. monodon* detectadas por Cañete (1994) con las áreas de distribución de los reclutas bentónicos descritas por Gallardo *et al.* (1994) y Roa *et al.* (1995).

Debido a que este tipo de estrategias conductuales del meroplancton han sido observadas en otras especies de crustáceos bentónicos (Lough, 1976; Rothlisberg & Miller, 1983; McGaunaghey *et al.*, 1992) y planctónicos (Peterson *et al.*, 1979; Pillar *et al.*, 1989; Verheye *et al.*, 1991), se sugiere que estos mecanismos son inherentes al ciclo de vida de las especies habitantes de áreas de surgencias, como una forma de evitar el transporte advectivo en las primeras fases del ciclo de vida.

Durante noviembre se observó que el tamaño promedio de las megalopas fue de 3,5 mm LC mientras que en marzo 1994 los reclutas bentónicos, recién asentados, presentaban un tamaño 5,5 mm LC (Gallardo, 1995). Esto indicaría que el crecimiento durante estos meses es lento, con un incremento de 2 mm LC en un lapso de 4 meses. Por lo tanto, aproximadamente el 50% del desarrollo larval de esta especie ocurriría bajo este estadio de megalopa (Cañete, 1994).

Por último es interesante señalar, que entre el 7 y 17 de marzo 1994, en el marco de un estudio espacialmente intenso frente a Bahía Concepción, se recolectaron muestras planctónicas en 50 estaciones seleccionadas de una grilla de 211 cuadrículas equiprobables de 1 km^2. En esas muestras, provenientes de arrastres oblicuos desde el fondo, no se detectaron larvas ni megalopas de *Pleuroncodes monodon* (V.A. Gallardo & I. Cañete, comunic. pers.). Al respecto se indica que ello se debería al término de la vida larval planctónica de la especie, cuyos juveniles ya debían encontrarse establecidos en el bentos a la fecha.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue principalmente financiada por el Proyecto "Reclutamiento ecológico del langostino colorado. Fase I" (Proyecto Sectorial de la Subsecretaría de Pesca, Chile). También se agradece el financiamiento parcial proveniente del Proyecto FONDECYT 1940998. Los autores desean expresar asimismo su reconocimiento a la Dirección de Investigación y al Centro EULA-Chile, ambos de la Universidad de Concepción por el apoyo administrativo y logístico prestado. Finalmente se agradece al Sr. Italo Campodónico por la eficiente administración del Proyecto de la Subsecretaría de Pesca anteriormente mencionado.

BIBLIOGRAFIA

AHUMADA, R., P. MATRAI & N. SILVA. 1991. Phytoplankton biomass enrichment during an upwelling event off Concepcion Bay, Chile. Bol. Soc. Biol. Concepción 62: 7-19.

ARCOS, D. & R. WILSON. 1984. Upwelling and the distribution of chlorophyll a within the bay of Concepcion, Chile. Estuar. Coast. Shelf Sci. 18:25-35.

BAHAMONDE, R. & R. ROA. 1992. Evaluación del grado de recuperación del langostino colorado: foco de abundancia de Achira. Informe Instituto de Fomento Pesquero, IFOP, Santiago, Chile, 60 pp (no publicado).

BAHAMONDE, N., G. HENRIQUEZ, A. ZULETA, H. BUSTOS & R. BAHAMONDE. 1986. Population dynamics and fisheries of squat lobsters, family Galatheidae, in Chile. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92: 254-268.

BARTSCH, J., K. BRANDER, M. HEATH, P. MUNK, K. RICHARDSON & E. SVENDSEN. 1989. Modelling the advection of herring larvae in the North Sea. Nature 340: 632-636.

BLANCO, J.L. 1984. Características de la circulación sobre la plataforma continental de Talcahuano. Memoria, Universidad Católica de Valparaíso, Chile. 42 pp.

BOICOURT, W.C. 1988. Recruitment dependence on planktonic transport in coastal waters. *In*: Rothschild, B.J. (Ed.), Toward a Theory on Biological - Physical Interactions in the World Ocean. Kluwer Academic Publishers. pp.: 183-202.

BOUCHER, J. 1988. Space-time aspects in the dynamics of planktonic stages. *In*: Rothschild , B.J. (Ed.), Toward a Theory on Biological - Physical Interactions in the World Ocean. Kluwer Academic Publishers. pp.: 203-214.

CAÑETE, J.I., V.A. GALLARDO, A. ACUÑA, R. ROA, S. ENRIQUEZ & M. BALTAZAR. 1992. Breve recopilación y revisión de temas relacionados con la dispersión y reclutamiento de organismos marinos. *In*: Faranda. F & O. Parra (Eds.), Elementos Básicos para la Gestión de los Recursos Vivos Marinos Costeros de la Región del Biobío. Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río Biobío y del Area Marina Costera Adyacen-

te. Serie Monografías Científicas 2: 17-65.

CAÑETE, J.I. 1994. Dinámica larval y postlarval temprana de *Pleuroncodes monodon* (Crustacea: Galatheidae) en la plataforma continental de la 8ª Región, Chile. Tesis de Magister en Oceanografía, Universidad de Concepción, Chile, 117 pp.

CASTRO, L.R., P.A. BERNAL & V.A. TRONCOSO. 1993. Coastal intrusion of copepods: mechanisms and consequences on the population biology of *Rhyncalanus nasutus*. J. Plankton Res. 15: 501-515.

ECKMAN, J.E. 1983. Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. Limnol. Oceanogr. 28: 241-257.

ECKMAN, J.E. 1990. A model of passive settlement by planktonic larvae onto bottom of differing roughness. Limnol. Oceanogr. 35: 887-901.

ENNIS, G.P. 1986. Stock definition, recruitment variability, and larval recruitment processes in the American lobster *Homarus americanus*: a review. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 2072-2084.

ENRIGHT, J.T. 1977. Diurnal vertical migration: adaptative significance and timing. Part 1. Selective advantages: a metabolic model. Limnol. Oceanogr. 22: 856-872.

EPIFANIO, C.E., C.C. VALENTI & A.E. PEMBROKE. 1984. Dispersal and recruitment of blue crab larvae in Delaware Bay, U.S.A. Estuar. Coast. Shelf Sci. 18: 1-12.

FAGETTI, E. & I. CAMPODONICO. 1971. Larval development of the red crab *Pleuroncodes monodon* (Decapoda, Anomura, Galatheidae) under laboratory condition. Mar. Biol. 8: 70-81.

FORTIER, L. & W.C. LEGGETT. 1982. Fickian transport and the dispersal of fish larvae in estuaries. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1150-1163.

FORWARD, R.B. 1988. Diel vertical migration: zooplancton photobiology and behaviour. Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev. 26: 361-393.

GALLARDO, V.A. 1995. "The role of the coastal upwelling ecosystem and the continental shelf off Concepción Bay, Central Chile, in the establishment of the megabenthos under the influence of the Perú-Chile undercurrent". Informe de Avance FONDECYT (no publicado).

GALLARDO, V.A., S. ENRIQUEZ, R. ROA, A. ACUÑA, I. CAÑETE & M. BALTAZAR. 1992. Biología del langostino colorado *Pleuroncodes monodon* H. Milne Edwards, 1837 y especies afines (Crustacea, Decapoda, Anomura, Galatheidae): sinopsis. *In*: Faranda, F. & O. Parra (Eds.), Elementos Básicos para la Gestión de los Recursos Vivos Marinos Costeros de la Región del Biobío. Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río Biobío y del Area Marina Costera Adyacente. Serie Monografías Científicas 2: 67-113.

GALLARDO, V.A., R. ROA, M. BALTAZAR, J.I. CAÑETE & S. ENRIQUEZ. 1993a. Proyecto SUBPESCA: "Reclutamiento ecológico en Langostino Colorado". Informe Final Fase II. Universidad de Concepción, 22 pp. (no publicado).

GALLARDO, V.A., J.I. CAÑETE, R. ROA, S. ENRIQUEZ & M. BALTAZAR. 1994. Recruitment of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* (H. Milne Edwards, 1837) (Decapoda, Galatheidae) on the continental shelf off Central Chile. J. Crust. Biol. 14: 665-669.

HANNAN, C. A. 1984. Planktonic larvae may act as like passive particles in turbulent near-bottom flows. Limnol. Oceanogr. 29: 1108-1116.

HARDING, G.C., J.D. PRINGLE, W. PETER VASS, S. PEARRE JR. & S. J. SMITH. 1987. Vertical distribution and daily movements of larval lobsters *Homarus americanus* over Browns Bank, Nova Scotia. Mar. Ecol. Progr. Ser. 41: 29-41.

HILL, A.E. & R.G. WHITE. 1990. The dynamics of Norway lobster (*Nephrops norvergicus* L.) populations on isolated mud patches. J. Conseil Internationale Exploration du Mer 46: 167-174.

HINES, A.H. 1986. Larval problems and perspectives in life histories of marine invertebrates. Bull. Mar. Sci. 39: 506-525.

JACKSON, G. A. 1986. Interactions of physical and biological processes in the settlement of planktonic larvae. Bull. Mar. Sci. 39: 202-212.

JOHNSON, D.F. 1985. The distribution of brachyuran crustacean megalopae in the water of the York River, Lower Chesapeake Bay and adjacent shelf: implication for recruitment. Estuar. Coast. Shelf Sci. 20: 693-705.

LAGADEUC, Y. 1992. Répartition verticale des larves de *Pectinaria koreni* en baie de Seine orientale: influence sur le transport et le recrutement. Oceanologica Acta 15: 95-104.

LEGENDRE, L. & S. DEMERS. 1984. Towards dynamics biological oceanography and limnology. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 2-19.

LONGHURST, A.R. 1968. Distribution of the larvae of *Pleuroncodes monodon* in the California current. Limnol. Oceanogr. 13: 143-155.

LONGHURST, A.R. 1976. Vertical migration. *In*: Ecology of the Seas. A.R. Cushing & J. Walsh (Eds.), Blackwell Scientific, Oxford, pp. 116-137.

PETERSON, W.T., C.B. MILLER & A. HUTCHINSON. 1979. Zonation and maintenance of copepod populations in the Oregon upwelling zone. Deep Sea Res. 26: 467-494.

PHILLIPS, B.D.F. 1981. The circulation of the southeastern Indian Ocean and the planktonic life of the Western Rock Lobster. Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev. 19: 11-39.

PILLAR, S.C., D.A.ARMSTRONG & L. HUTCHINGS. 1989. Vertical migration, dispersal and transport of *Euphausia lucens* in the southern Benguela currents. Mar. Ecol. Progr. Ser. 53: 179-190.

PRINGLE, J.D. 1986. California spiny lobster (*Panulirus interruptus*) larval retention and recruitment: a review and synthesis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 2142-2152.

REILLY, P.N. 1983. Dynamics of dungeness crab, *Cancer magister*, larvae off central and northern California. *In*: Wild, P.W. & R.N. Tasto (Eds.), Life History, Environment, and Mariculture Studies of the Dungeness Crab, *Cancer magister*, With

Emphasis on the Central California Fishery Resources. California Department of Fish and Game. Fish. Bull. 172: 57-84.

ROA, R. 1993. Annual growth and maturity function of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* in central Chile. Mar. Ecol. Progr. Ser. 97: 157-166.

ROTHLISBERG, P.C. 1982. Vertical migration and its efects on dispersal of penaeid shrimps larvae in the Gulf of Carpentaria, Australia. Fish. Bull. 80: 541-554.

ROTHLISBERG, P.C. & W.G. PEARCY. 1977. An epibenthic sampler used to study the ontogeny of vertical migration of *Pandalus jordani* (Decapoda: Caridea). Fish. Bull. 74: 994-997.

ROTHLISBERG, P.C., J.A. CHURCH & A.M.G. FORBES. 1983. Modelling the advection of vertically migrating shrimp larvae. J. Mar. Res. 41: 511-538.

SCHELTEMA, R. S. 1986. On dispersal and planktonic larvae of benthic invertebrate: an eclectic overview and summary of problems. Bull. Mar. Sci. 39: 290-322.

SHANKS, A.L. 1986. Vertical migration and cross-shelf dispersal of larval *Cancer* spp and *Randallia ornata* (Crustacea: Brachyura) off the coast of southern California. Mar. Biol. 92: 189-199.

SHERMAN, K. 1988. Large marine ecosystems as global units for recruitment experiments. *In*: Rothschild, B.J. (Ed.), Towards a Theory on Biological-Physical Interactions in the World Ocean. Kluwer Academic Publishers, pp.: 459-476.

SOBARZO, M., E. SANSONE, A. DE MAIO, D. ARCOS, M. SALAMANCA & J. HENRIQUEZ. 1993. Oceanografía física del Golfo de Arauco. Parte I. Variabilidad espacio-temporal de la estructura hidrográfica de las aguas del Golfo de Arauco. *In*: Faranda, F. & O. Parra (Eds.), Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río Biobío y del Area Marina Costera Adyacente. Serie Monografías Científicas 4, 60 pp.

STANCYK, S.E. & R.J. FELLER. 1986. Transport of non-decapod invertebrate larvae in estuaries: an overview. Bull. Mar. Sci. 39: 257-268.

STEPHENSON, R.L. & M.J. POWER. 1988. Semi-diel vertical movements in Atlantic herring *Clupea harengus* larvae: a mechanism for larval retention? Mar. Ecol. Progr. Ser. 50: 3-11.

STICH, H.-B. & W. LAMBERT. 1981. Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. Nature 293: 396-398.

SULKIN, S.D. 1984. Behavioral basis of depth regulation in the larvae of brachyuran crabs. Mar. Ecol. Progr. Ser. 15: 181-205.

THIÉBAUT, E., J.-C. DAUVIN & Y. LAGADEUC. 1992. Transport of *Owenia fusiformis* larvae (Annelida: Polychaeta) in the Bay of Seine. I. Vertical distribution in relation to water column stratification and ontogenetic vertical migration. Mar. Ecol. Progr. Ser. 80: 29-39.

TREMBLAY, M.J. & M. SINCLAIR. 1990. Sea scallop larvae *Placopecten magellanicus* on George Bank: vertical distribution in relation to water column stratification and food. Mar. Ecol. Progr. Ser. 61: 1-15.

WALSH, J.J. 1981. Shelf-sea ecosystems. *In*: Analysis of Marine Ecosystems. A.R. Longhurst (Ed.), Academic Press, N.Y., 159-196.

WHITE, R.G., A.E. HILL & D.A. JONES. 1988. Distribution of *Nephrops norvergicus* (L.) larvae in the Western Irish Sea: an example of advective control on recruitment. J. Plankton Res. 10: 735-747.

WILLIAMS, B.G. 1980. The pelagic and benthic phases of postmetamorphic *Munida gregaria* (Fabricius) (Decapoda, Anomura). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 42: 125-141.

WINANT, C.S. & J.R. OLSON. 1976. The vertical structure of coastal currents. Deep Sea Res. 23: 925-936.

WOLF, K. U. & J.D. WOODS. 1988. Lagrangian simulations of primary production in the physical environment - the deep clorophyll maximum and nutricline. *In*: Rothschild, B.J. (Ed.), Toward a Theory on Biological - Physical Interactions in the World Ocean. Kluwer Academic Publishers, pp.: 183-202.

WROBLEWSKI, J.S. 1982. Interaction of currents and vertical migration in maintining *Calanus marshallae* in the Oregon upwelling zone - a simulation. Deep Sea Res. 29: 665-686.

Tabla I. Características hidrográficas del sistema de contracorrientes existentes sobre la plataforma continental frente a Bahía San Vicente, Chile. ASAA = agua subantártica; AESS = agua Ecuatorial subsuperficial.

Corriente	Profundidad (m)	Temperatura (°C)	Salinidad x 10^3	Oxígeno ml l^{-1}
ASAA	0-200	12-16	30-34	> 3
AESS		8-11	>34,5	< 1

Modificado de Ahumada & Chuecas (1979), Arcos & Wilson (1984), Arcos (1987), Ahumada *et al.* (1991) y Sobarzo *et al.* (1993).

Tabla II. Profundidad de máxima abundancia larval (Distribución del Centro de Masa Larval; DCML, m) de *Pleuroncodes monodon* y coeficiente de variación (CV, %) durante muestreos diurnos y nocturnos realizados entre el 3 y 4 de noviembre de 1993 frente a Bahía San Vicente, Chile.

Estadio	DCML / CV	
	Noche	Día
Zoea II	39,2 / 70,1	42,6 / 110,1
Zoea III	46,2 / 43,5	47,3 / 72,2
Megalopa	45,8 / 85,5	----------

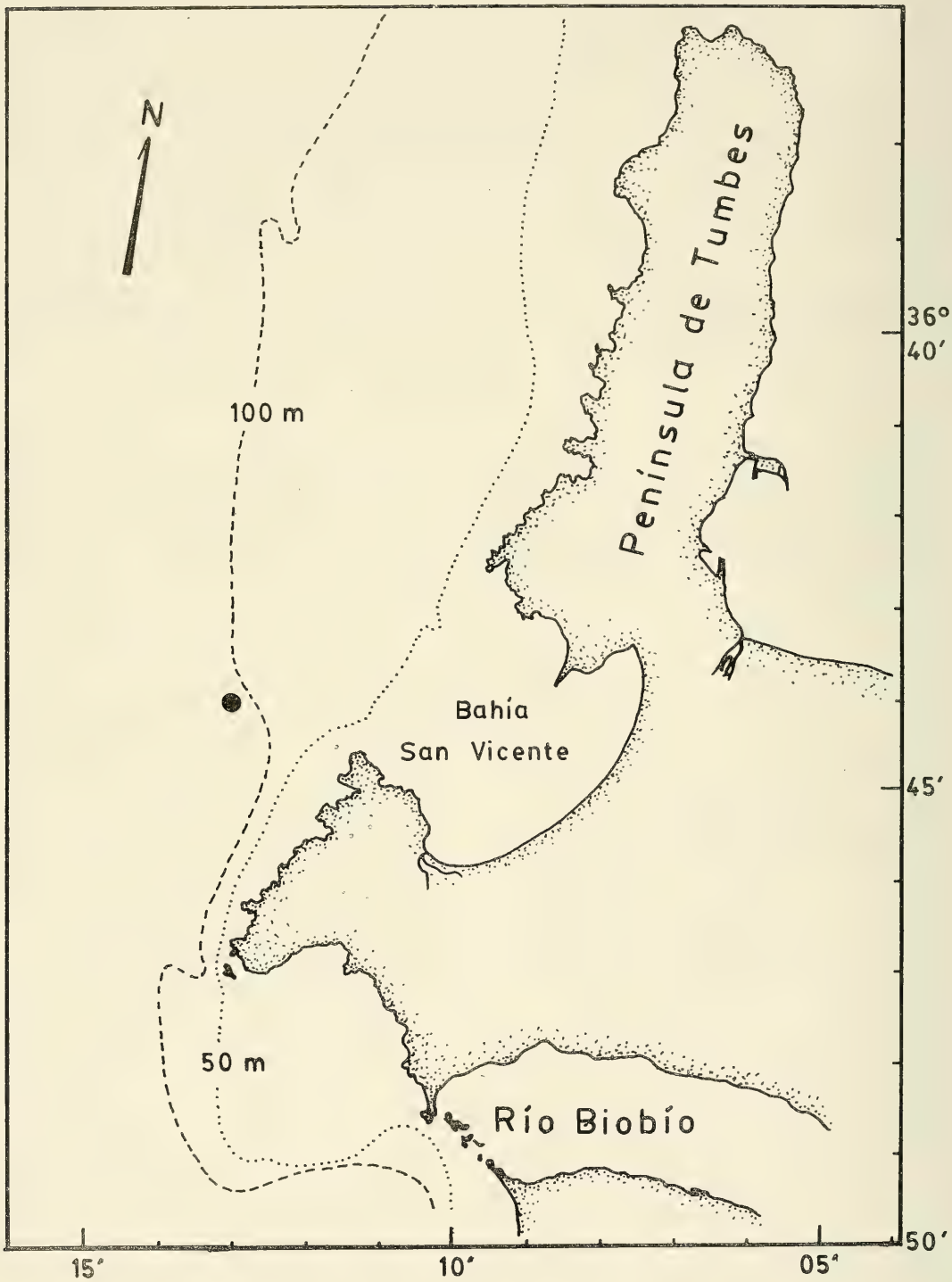
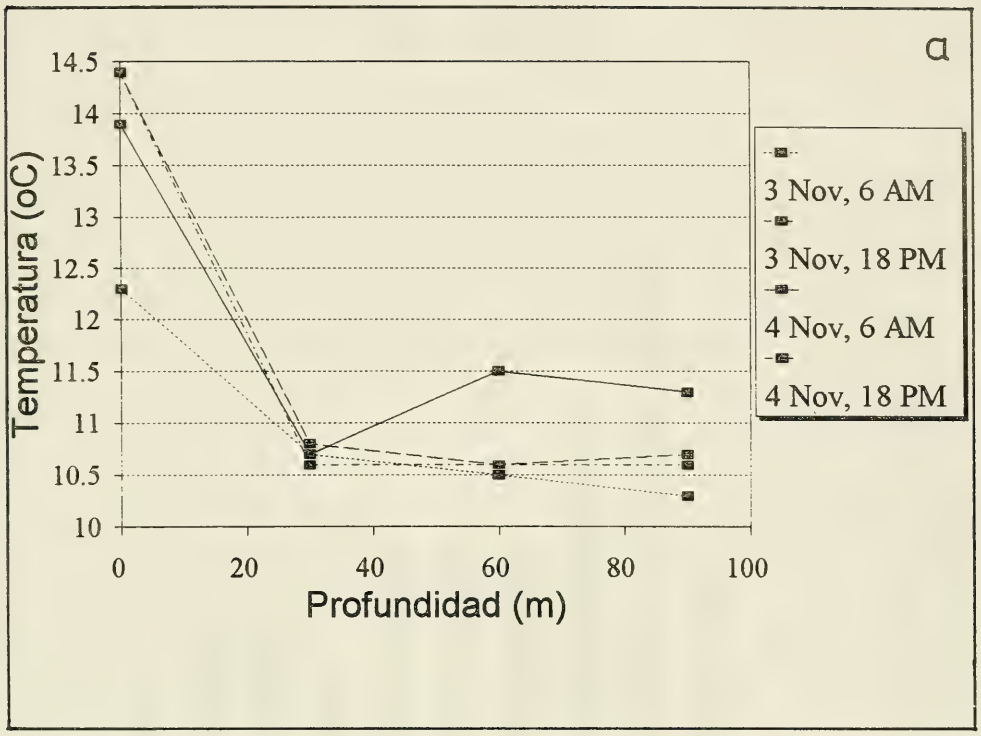


FIGURA 1. Carta geográfica del área marina frente a Bahía de San Vicente, Chile, con la posición de la estación planctónica utilizada.



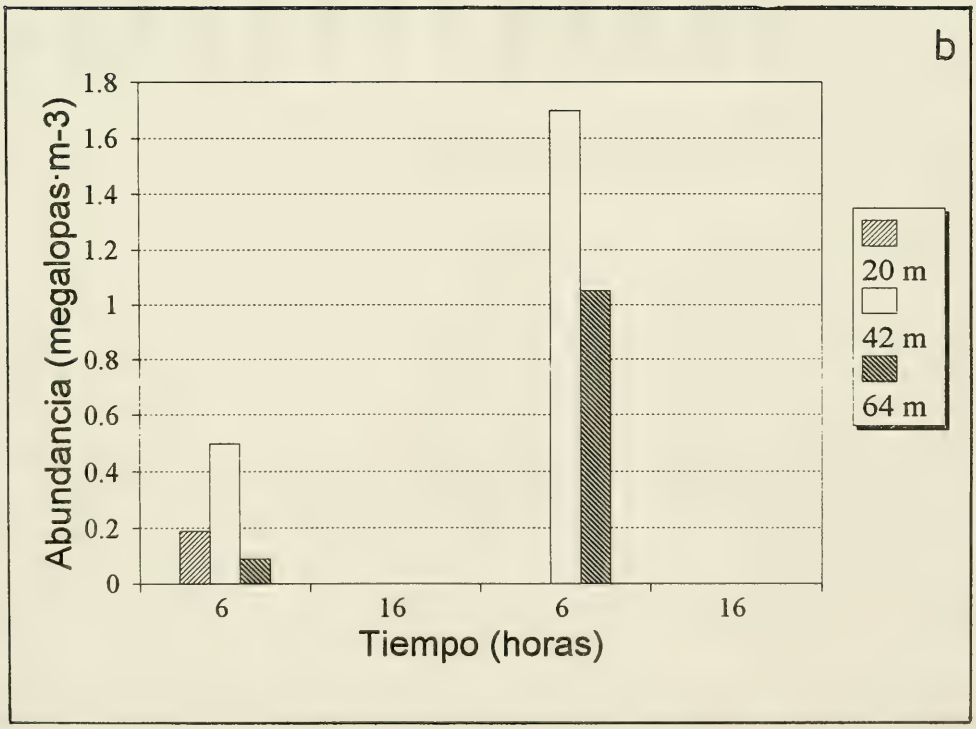


FIGURA 2. a) Distribución vertical de la temperatura en dos períodos distintos de los días 3 y 4 de noviembre de 1993. b) Abundancia numérica y distribución vertical de megalopas de *Pleuroncodes monodon* recolectadas en tres estratos de profundidad, durante horarios diurnos y nocturnos, los días 3 y 4 de noviembre de 1993.

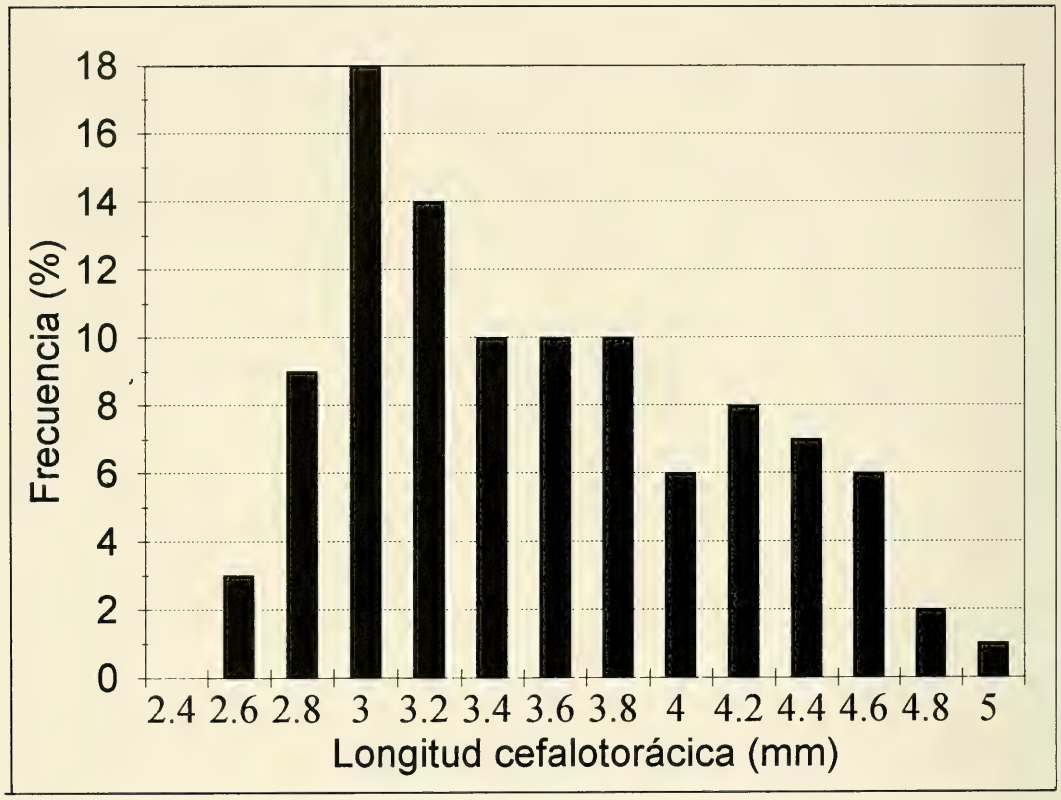


FIGURA 3. Estructura de tallas de megalopas del langostino colorado *Pleuroncodes monodon* recolectadas el 3 y 4 de noviembre de 1993, en la plataforma continental frente a Bahía de San Vicente, Chile (n = 103).

REGLAMENTO DE PUBLICACIONES DE LA REVISTA GAYANA OCEANOLOGIA

La revista Gayana, dedicada al distinguido naturalista francés Claudio Gay, es el órgano oficial de Ediciones de la Universidad de Concepción, Chile, para la publicación de resultados de investigaciones originales en el área de las Ciencias Naturales. Está compuesta de las series Botánica, Oceanología y Zoología. Estas series son periódicas de un volumen anual compuesto por dos números.

Recibe trabajos realizados por investigadores nacionales y extranjeros, elaborados según las normas del presente reglamento; la recepción es permanente.

A partir de 1997 aceptará trabajos escritos preferentemente en idioma inglés y alternativamente en castellano.

Gayana Oceanología recibe además libros para ser comentados y comentarios de libros, comunicaciones de eventos científicos, obituarios, notas científicas, los cuales se publicarán sin costo luego de ser aceptados por el Comité Editor.

Los trabajos deberán ser entregados en disco ("diskette") de computador según se especifica en el REGLAMENTO DE FORMATO más tres copias impresas completas (incluir fotocopia de figuras y fotos originales), a doble espacio con líneas de 15 cm de longitud y letra no superior a 12 puntos (excepto letras de familias Times).

El Director de la Revista, asesorado por el Comité de Publicación, se reserva el derecho de aceptar o rechazar el trabajo. Los trabajos se enviarán a pares para su evaluación.

TEXTO

El título principal debe ir todo escrito en letra mayúscula y expresar el contenido real del trabajo. Si incluye un nombre genérico o específico, se indicará el rango sistemático inmediatamente superior (ej. Orden, Familia).

El texto deberá contener: Título, título en inglés (o español si el trabajo está en inglés), nombre de los autores, dirección de los autores, Resumen, Abstract, Palabras claves y Keywords (máximo 12 palabras o nombres compuestos separados por coma), Introducción, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión y Conclusiones, Agradecimientos y Bibliografía. Estos títulos deberán ir en mayúsculas sin negrita excepto los nombres de los autores, dirección de los autores, Palabras claves y Keywords que deben ir en altas y bajas (normal), al igual que el resto de los títulos no indicados arriba.

Si por alguna circunstancia especial el trabajo debe ser publicado en forma diferente a las disposiciones anteriores, el autor deberá exponer su petición al Director.

La primera prueba de imprenta será enviada al autor principal para su corrección antes de la impresión definitiva. Si ello fuere imposible o dificultoso, la corrección será realizada por un Comité de Publicación *ad hoc*, dicha comisión no se hará responsable de lo mencionado en el texto, por lo cual se solicita que cada manuscrito venga en su forma definitiva para ser publicado (jerarquizar títulos y subtítulos, ortografía, redacción, láminas, etc.).

Los nombres científicos y las locuciones latinas serán las únicas que irán en *cursivas* en el texto. La primera vez que se cite una unidad taxonómica deberá hacerse con su nombre científico completo (género, especie y autor).

Las medidas deberán ser expresadas en unidades del sistema métrico separando los decimales con **pun-**

to (0.5). Si fuera necesario agregar medidas en otros sistemas, las abreviaturas correspondientes deben ser definidas en el texto.

Las citas en el texto deben incluir nombre del autor y año (ejemplo: Smith, 1952). Si hay dos autores se citarán separados por & y seguidos del año previa coma (ejemplo: Gómez & Sandoval, 1985). Si hay más de dos autores, sólo se citará el primero seguido de coma y la expresión *et al.* (ejemplo: Seguel *et al.*, 1991). Si hay varios trabajos de un autor en un mismo año, se citará con una letra en secuencia adosada al año (ejemplo: 1952a).

La bibliografía incluirá sólo las referencias citadas en el texto, dispuestas por orden alfabético del apellido del primer autor, sin número que lo anteceda. La cita deberá seguir las normas de Style Manual of Biological Journals para citar correctamente fechas, publicaciones, abreviaturas, etc.

La nomenclatura se regirá por el Código Internacional de Nomenclatura Zoológica.

Figuras

Las figuras se numerarán en orden correlativo con números arábigos. Las tablas de igual modo con números romanos. Cada tabla debe llevar un título descriptivo en la parte superior.

Los dibujos deben ser de alto contraste y deben llevar una escala para facilitar la determinación del aumento.

Las fotografías se considerarán figuras para su numeración; serán en blanco y negro o en color, brillantes, de grano fino y buen contraste y deben ser acompañadas de una escala para la determinación del aumento. La inclusión de fotografías o figuras en color deberá ser consultada previamente al Director de la Revista.

No se aceptarán fotografías y dibujos agrupados en la misma lámina. Las fotografías deben ser recortadas para mostrar sólo los caracteres esenciales y montadas en cartulina blanca sin dejar espacios entre ellas cuando se disponen en grupos.

En la copia impresa del trabajo se deberá indicar en forma clara y manuscrita la ubicación relativa de las tablas y figuras si procede.

Las ilustraciones deberán tener un tamaño proporcional al espacio en el que el autor desea ubicarlas; ancho una columna: 70 mm; ancho de página: 148 mm; alto de página: 220 mm incluido el texto explicativo.

Las láminas originales no deberán tener más del doble del tamaño de impresión ni ser inferior a éste. Se recomienda considerar las reducciones para los efectos de obtener los números de las figuras de similar tamaño dentro del trabajo, luego que éstas se sometan a reducciones diferentes.

En el reverso de las láminas originales se deberá indicar el nombre del autor, título del trabajo y número de figuras.

Al término del trabajo se deberá entregar en forma secuencial las explicaciones de cada una de las figuras.

Reglamento de formato

Los manuscritos se recibirán sólo en discos (diskettes) de computador de 3,5" formateados (alta densidad) para computadores Apple Macintosh o IBM/PC compatibles. Los trabajos pueden tener el formato de cualquiera de los siguientes programas: Microsoft Word (cualquier versión)- WordStar (3.0 al 7.0) - WordPerfect (cualquier versión).

Letra. Cualquiera letra tamaño 12 o superior, excepto Times.

Espacios. Colocar un único espacio después de cualquier signo ortográfico [punto, coma, dos puntos, punto y coma] y **nunca antes del signo ortográfico**. La única excepción a esta regla se aplica en las iniciales del autor en la bibliografía y en las citas en el trabajo.

Párrafos. Los párrafos deben ir sin sangría, justificados y sin espacio entre un párrafo y otro.

En lo posible evite las palabras subrayadas, si desea destacar algo utilice **negrita**. Destine los caracteres *cursiva* para los nombres científicos o palabras latinas, incluso si se escriben en mayúsculas. Cuando encabezan un párrafo deben ir en ***negrita cursiva***.

Comillas. Sólo usar doble comillas (“ ”), no usar otro signo similar o equivalente.

Letras griegas. No incluir letras griegas en el texto ni provenientes del teclado ni manuscritas. En su lugar escribir el nombre de la letra (ejemplo: alfa), en la impresión definitiva aparecerá el carácter griego.

Macho y Hembra: para indicar, en Material Examinado, los símbolos macho y hembra, estós deben escribirse (macho,hembra), en la impresión definitiva aparecerá el símbolo correspondiente.

Bibliografía. Los nombres de los autores deben ir en altas y bajas. Coloque un punto antes y después del año de publicación. (Ejemplo: Smith, J.G., A.K. Collins. 1983.). No use sangrías. Para las referencias que son volúmenes no use espacio después de dos puntos, ejemplo: Rev. Biol. Mar. 4(1):284-295.

Tablas. Reducir al máximo el uso de tablas o cuadros complicados o difíciles de componer. No usar espacios para separar una columna de otra en las tablas, para ello usar exclusivamente tabuladores. No se aceptarán trabajos que contengan tablas confeccionadas con espaciador.

Los manuscritos que no cumplan con esta reglamentación serán devueltos a sus autores para su corrección antes de incorporarlos al proceso de revisión.

VALOR DE IMPRESION:

El valor de la publicación es de US$ 20.00 por página (con láminas en blanco y negro) y de US$ 35.00 por página (con láminas en color).

El Director de la Revista considerará la exención total o parcial del valor de publicación para manuscritos no originados en proyectos de investigación.

SOUTHERN TEMPERATE BIOTA AND ECOSYSTEMS
"PAST, PRESENT AND FUTURE"

An International Congress of Southern Connection

The II Southern Connection Congress, "Southern Temperate Biota and Ecosystems", will be held 6-11 January, 1997 in southern Chile. The congress will focus on the evolution and biogeography of key taxonomic groups, ecological dynamics and present and future land use patterns in southern temperate lands. The congress will be organized around symposia (With invited speakers), contributed papers and posters. Field trips in southern Chile are planned. The I Southern Congress was held 18-23 January, 1993 in Hobart, Tasmania, and was an evident success. Chile was selected to organize the II Southern Connection Congress. The official congress language will be english. However, posters in spanish with an english summary will be accepted.

Southern Connection was created 25 May, 1991. Present members of the Steering Committee are: Ebbe Nielsen (Australia), Thomas T. Veblen (USA), Judy West (Australia), Mary Kalin Arroyo (Chile), Jorge Crisci (Argentina), Matt McGlone (New Zealand) and Peter H. Raven (USA). A newsletter is edited and can be obtained from Dr. Robert Hill, Department of Plant Sciences, University of Tasmania, GPO Box 252C, Hobart, Tasmania, Australia 7001. Fax: 61-02-202698; E-mail: Bob.Hill@plant.utas.edu.au.

Person interested in being included on the mailing list for future information about the congress are requested to complete the enclosed form and send it to:

Señor Ignacio Fuenzalida
Local Organizer
II Southern Connection Congress
Sección Botánica
Departamento de Biología
Facultad de Ciencias
Universidad de Chile, Casilla 653
Fax: 56(2)271-2983
E-mail:
SOUTHERN@ABELLO.SECI.UCHILE.CL
BOTANICA@ABELLO.SECI.UCHILE.CL

Mary T. Kalin Arroyo
Universidad de Chile

Antonio Lara
Universidad Austral de Chile

Congress Presidents

MBL WHOI Library - Serials
5 WHSE 03451

ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 1 1996

CONTENIDO/CONTENTS

Carrasco, F.D. La macroinfauna bentónica de la Bahía Concepción, Chile: Alta dominancia ecológica en el sublitoral somero frente a Lirquén.....1
The benthic macroinfauna of Concepción Bay, Chile: High ecological dominance at the shallow sublittoral off Lirquén

Arrizaga, A.; M. Fuentealba, V. Yañez & C. Oyarzun. Observaciones sobre la alimentación de *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898 (Perciformes, Nototheniidae), en el Sur de Chile.....13
Observations about the diet of *Dissostichus eleginoides* Smitt 1898 (Perciformes, Nototheniidae) in Southern Chile

Arcos, D.; S. Nuñez E. & A. Acuña C. Variabilidad de pequeña escala en la zona nerítica del sistema de surgencia de Talcahuano (Chile Central): Identificación y dinámica de áreas de retención larval.....21
Small scale variability within the neritic zone of the Talcahuano (Central Chile) upwelling system: Identification and dynamics of the larval retention areas

Cañete, J.I.; V.A. Gallardo; R. Quiñones; F. Carrasco & M. Baltazar. Observaciones sobre la migración y distribución vertical de megalopas de *Pleuroncodes monodon* (Crustacea: Galatheidae) en la plataforma continental frente a Bahía San Vicente, Chile central.....59
Observations about migration and vertical distribution of *Pleuroncodes monodon* megalopae (Crustacea: Galatheidae) in the continental shelf off San Vicente Bay, Central Chile.

Deseamos establecer canje con revistas similares
Correspondencia, Biblioteca y canje:

COMITE DE PUBLICACION
CASILLA 2407, CONCEPCION
CHILE

EDICIONES UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 2 1996

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION-CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
Y OCEANOGRAFICAS
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
CHILE

DIRECTOR DE LA REVISTA
Andrés O. Angulo

REEMPLAZANTE DEL DIRECTOR
Oscar Matthei J.

REPRESENTANTE LEGAL
Augusto Parra Muñoz

PROPIETARIO
Universidad de Concepción

DOMICILIO LEGAL
Víctor Lamas 1290, Concepción, Chile

EDITOR EJECUTIVO GAYANA OCEANOLOGIA
Franklin Carrasco V.

COMITE ASESOR TECNICO

PATRICK ARNAUD
Station Marine d'Endoume
Marsella, Francia

WOLF ARNTZ
Alfred-Wegener-Institut für Polar-und
Meeresforschung Bremerhaven, Alemania

SERGIO AVARIA
Instituto de Oceanología
Universidad de Valparaíso, Viña del Mar

JARL-OWE BERGSTRÖM
Kristineberg Marine Biologiske Station
Kristineberg, Suecia

JUAN C. CASTILLA
Departamento de Biología Ambiental
y de Poblaciones
Universidad Católica de Chile, Santiago

ROBERT LAVENBERG
Los Angeles County Natural History Museum
Los Angeles California, EE. UU.

VICTOR MARIN
Departamento de Ciencias Ecológicas
Universidad de Chile, Santiago

CARLOS MORENO
Instituto de Ecología y Evolución
Universidad Austral de Chile, Valdivia

GILBERT T. ROWE
Texas A & M University
Department of Oceanography
College Station, Texas, EE.UU.

NELSON SILVA
Instituto de Oceanología
Universidad Católica de Valparaíso

Indexado en Bulletin Signaletique (Abstract, CNRS, Francia), Pascal Folio (Abstract, CNRS, Francia); Periodica (Index Latinoamericano, México); Marine Sciences Contents Tables (MSCT, Index FAO); Biological Abstract (BIOSIS); Zoological Records (BIOSIS); Biological Abstract.

Diseño y diagramación
Débora Cartes S.

SEP 1 2 1987

ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 2 1996

CONTENTS

Ruiz, C.A., H.A. Diaz & J.M. Cancino. Effects of photon flux density on larval settlement of two bryozoan species....69

Riveros, A., L. Troncoso, J. Silva, E. Soto, A. Cifuentes, H. Gaete, E. Bay-Schmith & A. Larrain. Ecotoxicological quality in waters receiving effluents from fishmeal industries. A Synoptic analysis of effects on several species using waters from Coronel, San Vicente and Rocuant (Bío-Bío Región, Chile)....77

Lawrence, J.M., J. Vasquez, B.D. Robbins & A. Vega. Lack of plasticity of the body form, Aristotle's lantern and spines of *Tetrapygus niger* (Echinodermata: Echinoidea)....93

Gaete, H., J. Silva, A. Riveros, E. Soto, L. Troncoso, E. Bay-Schmith & A. Larrain. Combined effect and ecological risk of Zn, Cu and Cr present in the San Vicente Harbor, Chile....99

Vasquez, J.A., D. Veliz & R. Weisner. Malacological analysis of an archeological site from Huentelauquen culture, IV Región (Chile)....109

Farias, L., L. Chuecas & A. Duran. Reactivity and remineralization of total organic carbon and total nitrogen in anoxic sediments at Concepción Bay, Chile....117

Vila, I., M. Contreras & L. Fuentes. Reproduction of *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pisces: Diplomystidae)....129

Montecino, V., G. Pizarro & D. Quiroz. Phytoplankton dynamics in the upwelling-system off Coquimbo (30°) through the functional relationship between photosynthesis and irradiance (P-I)....139

Huanca, W., Santander, E., E. Padilla & Mondaca, M.A. Survival of gram negative bacteria in sea water....153

Araya-Vergara, J.F. Wave-Beach interaction system in front to the ergs of Chanco and Arauco, Chile....159

Carrasco, F.D. & W. Carbajal V. Recruitment of the benthic macroinfauna in an area influenced by coastal upwelling: Concepción Bay, Central Chile....169

Gonzalez, F., F. Alay, J. Cabello & R. Chavez. Definition of stock unity from the genetic point of view in the horse mackerel (*Trachurus symmetricus murphyi*) Nichols, 1920 (Carangidae, Perciformes)....183

Carrasco, F.D., W. Carbajal V. & M. Palma. The sublittoral macrobenthos of San Vicente Bay, Chile: Ecological dominance and species diversity along an organic enriched gradient....195

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION-CHILE

ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 2 1996

CONTENIDO

Ruiz, C.A., H.A. Diaz & J.M. Cancino. Efecto de la densidad de flujo fotónico en el asentamiento larval de dos especies de briozoos....69

Riveros, A., L. Troncoso, J. Silva, E. Soto, A. Cifuentes, H. Gaete, E. Bay-Schmith & .A. Larrain. Calidad ecotoxicológica de aguas receptoras de efluentes de industrias pesqueras. Un análisis sinóptico de efecto sobre varias especies, con aguas de Coronel, San Vicente y Rocuant (Región del Bío-Bío, Chile)....77

Lawrence, J.M., J. Vasquez, B.D. Robbins & A. Vega. Carencia de plasticidad de la forma corporal, linterna de Aristóteles y espinas de *Tetrapygus niger* (Echinodermata: Echinoidea)....93

Gaete, H., J. Silva, A. Riveros, E. Soto, L. Troncoso, E. Bay-Schmith & A. Larrain. Efecto combinado y riesgo ecológico de las concentraciones de Zn, Cu y Cr presentes en el puerto de San Vicente, Chile....99

Vasquez, J.A., D. Veliz & R. Weisner. Análisis malacológico de un yacimiento de la cultura Huentelauquén IV Región, Chile....109

Farias, L., L. Chuecas & A. Duran. Reactividad y remineralización de carbono orgánico total y nitrógeno total en sedimentos anóxicos de Bahía Concepción....117

Vila, I., M. Contreras & L. Fuentes. Reproducción de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pisces: Diplomystidae)....129

Montecino, V., G. Pizarro & D. Quiroz. Dinámica fitoplanctónica en el sistema de surgencia frente a Coquimbo (30°) a través de la relación funcional entre fotosíntesis e irradianza (P-I)....139

Huanca, W., Santander, E., E. Padilla & Mondaca, M.A. Sobrevida de bacilos gram negativos en ambiente marino....153

Araya-Vergara, J.F. Sistema de interacción oleaje-playa frente a los ergs de Chanco y Arauco, Chile....159

Carrasco, F.D. & W. Carbajal V. Reclutamiento de la macroinfauna bentónica en un área influenciada por surgencias costeras: Bahía Concepción, Chile central....169

Gonzalez, F., F. Alay, J. Cabello & R. Chavez. Definición de unidad de stock desde el punto de vista genético en el recurso jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) Nichols, 1920 (Carangidae, Perciformes)....183

Carrasco, F.D., W. Carbajal V. & M. Palma. El macrobentos del sublitoral de Bahía de San Vicente, Chile: Dominancia ecológica y diversidad específica en un gradiente de enriquecimiento orgánico....195

Vasquez, J.A. Discurso de clausura de las XVI Jornadas de Ciencias del Mar....213

Quiñones, R. Reflexiones acerca del desarrollo de las Ciencias del Mar en Chile....219

Gorziglia, H. El CONA y las Ciencias del Mar....231

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION-CHILE

"Los infinitos seres no podrán perfectamente conocerse sino luego que los sabios del país hagan un especial estudio de ellos".

CLAUDIO GAY, Hist. de Chile 1: 14 (1847)

PORTADA:

Claudio Gay Mouret *nació el 18 de marzo de 1800 en Draguignan, departamento de Yar, Francia. Fue Director del Museo Nacional de Historia Natural de Santiago de Chile. Fallece el 29 de noviembre de 1873 en Deffens, Yar, a la edad de 73 años. La presente revista lleva el nombre de "GAYANA" en su homenaje.*

Dr. Andrés O. Angulo
DIRECTOR REVISTA GAYANA

ESTA REVISTA SE TERMINO DE IMPRIMIR
EN LOS TALLERES DE IMPRESOS ANDALIEN
CONCEPCION, CHILE
EN EL MES DE DICIEMBRE DE 1996
LA QUE SOLO ACTUA COMO IMPRESORA
PARA EDICIONES UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

"Contribuciones presentadas en las XVI Jornadas de Ciencias del Mar, realizadas en el mes de mayo de 1996 en Concepción, Chile".

Se agradece la alta colaboración de Minera Escondida Ltda.

Gayana Oceanol. 4(2): 69-75, 1996 ISSN 0716-9655

EFECTO DE LA DENSIDAD DE FLUJO FOTONICO EN EL ASENTAMIENTO LARVAL DE DOS ESPECIES DE BRIOZOOS

EFFECTS OF PHOTON FLUX DENSITY ON LARVAL SETTLEMENT OF TWO BRYOZOAN SPECIES

César A. Ruiz, Hugo A. Díaz & Juan M. Cancino*

RESUMEN

Las larvas de los Briozoos incrustantes *Celleporella hyalina* (L.) y *Chaperia acanthina* (Lamouroux) son liberadas sólo durante el día, las de ambas especies son inicialmente fotopositivas por lo que nadan hacia la superficie, exponiéndose a altas intensidades luminosas. Se desconoce si la dosis de luz recibida durante esta fase es importante para el proceso de asentamiento larval que tiene lugar durante la fase fotonegativa siguiente. En el presente trabajo evaluamos si el asentamiento larval en estas 2 especies es afectado por la densidad de flujo fotónico (DFF) recibido por las larvas recién liberadas. Para tales efectos éstas fueron sometidas por 2-3 h a los siguientes 3 tratamientos: oscuridad, baja DFF (112,1 $\pm$ 66,4 $\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$, promedio) y alta DFF (1209,4 $\pm$ 717,1 $\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$, promedio), evaluándose posteriormente el asentamiento larval en la oscuridad. Los resultados indican que la DFF aplicada a la larva de *C. hyalina* afecta significativamente su capacidad para asentarse. En ésta el porcentaje promedio de asentamiento se incrementó desde 12% en larvas mantenidas en oscuridad, a 23% y 33% para larvas sometidas a baja y alta DFF, respectivamente (Kruskal-Wallis p=0,0427). En *C. acanthina*, en cambio, el promedio más alto de asentamiento (44%) se obtuvo a baja DFF, seguido por un 22% para las larvas mantenidas en oscuridad y por un 10% a alta DFF, pero tales diferencias fueron sólo marginalmente significativas (p=0,0601). En *C. hyalina* se observó que a mayor DFF se acelera el asentamiento larval, mientras que en *C. acanthina* no hubo una tendencia clara a este respecto. En conclusión el éxito en el asentamiento de las larvas de ambas especies depende de la dosis de luz recibida durante la fase de vida libre, desconociéndose como interviene la luz en los procesos fisiológicos que transforman a la larva en competente para asentarse.

PALABRAS CLAVES: Larva, fototactismo, luz, asentamiento, Bryozoa, *Celleporella hyalina*, *Chaperia acanthina*.

*Facultad de Ciencias, Universidad Católica de la Santísima Concepción, Casilla 297 Concepción, Chile. Dirigir correspondencia a Juan M. Cancino. E-mail: jcancino@david.ucsc.cl

ABSTRACT

The larvae of the encrusting bryozoans *Celleporella hyalina* (L.) and *Chaperia acanthina* (Lamouroux) are released only in daytime. Being initially photo-positive, the larvae of both species swim towards the surface where they could be exposed to high photon flux densities. It is unknown if the amount of light received by the larva while in the water column is important for settlement, which take place in the larval photo-negative stage that follows. In the present study we evaluated whether larval settlement in these 2 species is affected by the photon flux density (PFD) received by the larvae after release. For such purpose larvae were submitted for 2-3 h to the following 3 treatments: darkness, low (112.1 $\pm$ 66.4 $\mu E\ m^{-2}s^{-1}$, average), and high (1209.4 $\pm$ 717.1 $\mu E\ m^{-2}s^{-1}$) PFD. Larval settlement ability was assessed as the response variable. The results showed that the amount of light received by the larvae of *C. hyalina* significantly affected larval settlement. In this species larval settlement increased in average from 12% for larvae kept in darkness, to 23% and 33% for larvae submitted to 2 h of low and high PFD, respectively (Kruskal-Wallis test, p=0,0427). In *C. acanthina*, however the higher average settlement was obtained at low PFD (44%), followed by 22% for larvae kept in darkness and 10% for larvae submitted to high PFD, such differences were only marginally significant (p=0,0601). When offered an appropiate substratum the larvae of *C. hyalina* settled sooner if they have previously been submitted to higher PFD. This pattern was not present in *C. acanthina*. In conclusion larval settlement in both species is affected by the PFD received by the larvae during their swimming stage, being unknown how light affects the physiological processes that make a larvae competent for settlement.

KEYWORDS: Larvae, phototactism, light, settlement, Bryozoa, *Celleporella hyalina*, *Chaperia acanthina*.

INTRODUCCION

La mayoría de los invertebrados marinos sésiles poseen una etapa larvaria de vida libre y pelágica que permite la dispersión (Barnes, 1983).

La larva puede alimentarse durante la etapa de vida libre y tener un período prolongado de permanencia en el plancton (larvas planctotróficas) o bien depender de las reservas nutritivas aportadas por el organismo parental y tener un período corto de permanencia en el plancton (larvas lecitotróficas) (Thorson, 1950; Ramírez & Cancino, 1991). La mayoría de las especies de briozoos poseen larvas lecitotróficas, las que son incubadas en estructuras especiales de la colonia parental, denominadas ovicelas (Ryland, 1960). Tradicionalmente estas larvas han sido recolectadas en condiciones de laboratorio exponiendo a la luz colonias reproductivas que han sido mantenidas previamente en oscuridad (Ryland, 1960; Cancino *et al.*, 1991).

Las larvas de algunas especies, tales como las de *C. hyalina* y de *C. acanthina*, son fotopositivas al momento de dejar las ovicelas; pero luego de un tiempo variable según la especie, la conducta cambia a un estado de fototactismo negativo. En *C. hyalina* el cambio en el signo de la respuesta fototáctica coincide con el mayor porcentaje de asentamiento larval, lo cual está acompañado con una disminución de la velocidad de natación larval (Ramírez & Cancino, 1991). De no ocurrir el asentamiento al momento del cambio de respuesta fototáctica, la larva alcanza nuevamente altas velocidades, lo que puede interpretarse como un estado de activa búsqueda de un sitio de baja intensidad lumínica adecuado para el asentamiento (Ramírez & Cancino, 1991; Cancino *et al.*, 1994).

En general se ha descrito que las larvas de briozoos durante el tiempo de permanencia en la columna de agua presentan respuestas conductuales definidas frente a diversos factores ambientales, como la luz, la gravedad, la naturaleza del sustrato y los organismos que lo ocupan; siendo la luz uno de los factores orientadores más importantes (Ryland, 1960; Scheltema,1974). Se ha sugerido que durante la etapa de vida libre ocurren cambios endógenos que transforman la larva en competente para el asentamiento (Young & Chia, 1982; Cronin & Forwards, 1986; Ramírez & Cancino, 1991; Rodríguez *et al.*, 1993). Es posible pensar que este proceso de maduración sea dependiente de la densidad de flujo fotónico recibido por la larva durante este período. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue determinar qué consecuencias tiene para el asentamiento larval la densidad de flujo fotónico recibida por la larva durante la etapa de vida libre. Para tal efecto se estudió el éxito del asentamiento de larvas que luego de su liberación fueron mantenidas en oscuridad en comparación con el de larvas que recibieron dosis controladas de radiación lumínica previo al asentamiento.

MATERIALES Y METODOS

Colonias reproductivas de *C. hyalina* (L.) y *C. acanthina* (Lamouroux), adheridas a discos basales del alga feófita *Macrocystis integrifolia* (Bory), fueron recolectadas durante las primeras semanas del mes de noviembre, 1995, en el submareal somero de las cercanías de Las Cruces, Chile central (31° 31'S, 71° 38' W). Las muestras fueron llevadas a la Estación Costera de Investigaciones Marinas (ECIM) de la Pontificia Universidad Católica de Chile, ubicada en Las Cruces, y colocadas en estanques de 1000 l con agua de mar circulante a una temperatura de 13°C para luego ser transportadas vía aérea a Concepción y por tierra hasta el Laboratorio Costero de Lenga, de la Universidad Católica de la Santísima Concepción, ubicado en la Bahía San Vicente, VIII Región (36° 40'S, 73° 02'W). El transporte se hizo en cajas térmicamente aisladas. Una vez en el laboratorio los grampones fueron colocados en estanques, con agua de mar circulante y posteriormente se les ubicó en 2 cámaras para la liberación larval (ver Cancino *et al.*, 1991, 1992). Cada cámara consistió en un desecador plástico con tapa transparente provisto de mangueras de una pulgada de diámetro, para el ingreso de agua de mar por su base, y para la salida de ésta en la parte superior. El agua de mar se hizo circular por la cá1mara mediante una bomba sumergible. El flujo de agua de salida de la cámara fue recibida en envases de 250 ml provistos de filtros de 60 µm de apertura para retener las larvas (Cancino *et al.*, 1992). Los envases recolectores de larvas se colocaron dentro de envases de 700 ml para recibir y mantener las larvas siempre en agua evitando dañarlas. Los envases estaban ubicados en una rueda cuya rotación era controlada manualmente a intervalos de una h. Las cámaras de liberación larval fueron ubicadas en una sala de laboratorio provista de amplias ventanas, lo cual aseguraba la influencia

del ciclo natural de iluminación.

El sistema se activó en la madrugada (7:00 AM) del 21 de noviembre, cuando la luz directa del sol no llegaba al estanque. Las larvas recolectadas cada h fueron clasificadas por especie y contadas bajo el microscopio binocular, a más tardar dentro de media h después de finalizada la recolección en cada envase. Los experimentos con larvas de *Chaperia acanthina* fueron realizados el 21 de noviembre desde las 10 a las 13 h, mientras que los con *Celleporella hyalina* fueron realizados ese mismo día de 13 a 15 h.

Las larvas clasificadas por especie y contabilizadas fueron puestas en 10 ml de agua de mar filtrada a 0,45 µEm en placas Petri limpias de 3 cm de diámetro (Fig. 1). Estas placas habían sido lavadas con HCl 10% v/v, enjuagadas en agua desionizada y secadas por 8 h a 70 °C. Las larvas fueron asignadas a los siguientes 3 tratamientos de exposición a distinta densidad de flujo fotónico (DFF):

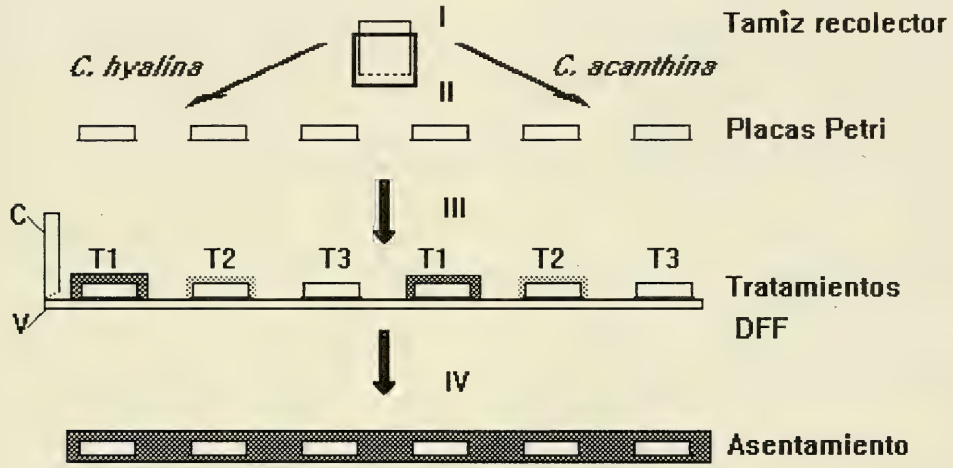


FIGURA 1. Diagrama esquemático de la metodología empleada para determinar el efecto de la densidad de flujo fotónico en el asentamiento larval. Las larvas obtenidas en el tamiz recolector (I) fueron clasificadas por especie, contadas y transferidas a placas Petri (II), colocándose 20 larvas en las placas con *C. hyalina* y 10 en las con *C. acanthina*. A continuación (III) las larvas fueron sometidas a los siguientes 3 tratamientos: T1, oscuridad, T2, baja DFF y T3, alta DFF; siendo la duración del tratamiento de 2 h para *C. hyalina* y de 3 h para *C. acanthina*. Finalmente (IV) las larvas fueron transferidas a placas acondicionadas para el asentamiento y puestas en sistema de incubación larval, en oscuridad y a temperatura constante, controlándose posteriormente el número de larvas asentadas (ver Matriales y Métodos para detalles). Otros símbolos usados: C, cañería de agua; V, vidrio.

1. OSCURIDAD

Las placas Petri con larvas asignadas a este tratamiento fueron colocadas en un acuario de 20 por 30 cm totalmente cubierto con una manga de plástico negro. Para mantener la temperatura del acuario éste se sumergió en un estanque con agua de mar circulante a 12°C.

2.. BAJA DFF

Larvas sometidas a una densidad de flujo fotónico en orden de magnitud menor que la proveniente directamente del sol, lo que se logró cubriendo las placas experimentales con dos capas de mallas sombreadoras (malla Ratchel negra). En este tratamiento la DFF tuvo un promedio de 112,1 (± 66,4) $\mu Em^{-2}s^{-1}$.

3. ALTA DFF

Larvas sometidas a la densidad de flujo fotónico directa del sol, atenuada sólo con una placa Petri que actuaba como tapa. Durante los experimentos la radiación en este tratamiento

fluctuó entre los 500 -1500 $\mu Em^{-2}s^{-1}$, con un promedio de 1209,4 ($\pm$ 717,1) $\mu Em^{-2}s^{-1}$. Para los tratamientos 2 y 3 se utilizó un sistema refrigerante al aire libre que permitía la llegada de luz natural y que mantenía una temperatura adecuada para las larvas (Fig. 1). Este consistió en un vidrio de 55 por 55 cm sobre el cual circulaba en forma homogénea agua de mar a 12°C. Durante el período de experimentación se controló la temperatura y la intensidad luminosa cada media h, utilizando un termómetro digital con precisión de 0,1°C y un fotómetro (Licor modelo 185A), respectivamente. Como medida de la energía lumínica se utilizó $\mu E\ m^{-2}s^{-1}$, como indicativo del flujo de energía, fotones recibidos por las larvas por unidad de área y de tiempo en el espectro de luz visible (400 a 700 nm).

Para cada tratamiento se usó 5 placas con 10 larvas en el caso de *C. acanthina* y 5 placas con 20 larvas para *C. hyalina*. Al cabo de 2 h de tratamiento para *C. hyalina* y 3 para *C. acanthina* se revisaron las placas bajo la lupa para determinar si durante el tiempo que duró el tratamiento habian ocurrido asentamientos larvales en las placas limpias. Se sometió a las larvas de *C. acanthina* a un tratamiento más prolongado de iluminación ya que dado su mayor tamaño tienen una mayor capacidad para permanecer en la columna de agua que las larvas de *C. hyalina* (Orellana & Cancino, datos no publicados).

Las larvas provenientes de los tratamientos anteriores fueron transferidas a placas Petri acondicionadas para el asentamiento (Brancato & Woollacott, 1982; Kitamura & Hirayama, 1987; Orellana & Cancino, 1991) y colocadas en oscuridad a 12°C, controlando el número de larvas asentadas a las 6 y 24 h para ambas especies y adicionalmente a las 36 y 48 h para *C. acanthina*.

Con los datos obtenidos se calculó la proporción de larvas asentadas, valor que multiplicado por 100 corresponde al porcentaje de asentamiento, verificándose mediante el test noparamétrico de Kruskal-Wallis, si existían diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Siegel, 1956).

RESULTADOS

Asentamiento larval a traves del tiempo

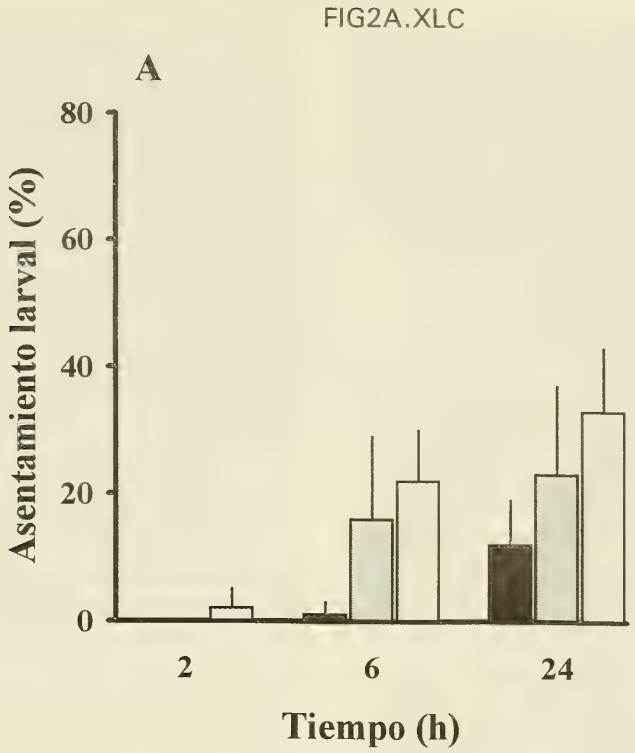
Aunque en ninguno de los tratamientos se obtuvo un 100% de asentamiento larval, en ambas especies se observó una tendencia al aumento en el promedio de larvas asentadas a medida que transcurre el tiempo (Fig. 2). Esto fue muy claro para *Celleporella hyalina*, especie en la que a alta densidad de flujo fotónico (DFF) se obtuvo asentamientos a las 2 h desde que las larvas fueron liberadas, mientras que en aquéllas sometidas a baja DFF o mantenidas en oscuridad, el asentamiento larval se detectó sólo a las 6 h (Fig. 2A).

En *C. acanthina*, los primeros asentamientos larvales fueron observados a las 6 h en las placas de asentamiento (Fig. 2B). Inicialmente no hubo diferencias en el porcentaje promedio de asentamiento larval en los distintos tratamientos ya que a las 6 h un número similar de larvas se habían adherido al sustrato en los distintos tratamientos (Fig. 2B). Posteriormente hubo un descenso en el porcentaje de larvas asentadas provenientes de alta DFF, una mantención del porcentaje de larvas asentadas provenientes del tratamiento de oscuridad y un aumento en el promedio de larvas asentadas provenientes del tratamiento de baja DFF (Fig. 2B). El descenso en el número de larvas asentadas en uno de los tratamientos se explica por la capacidad de las larvas de adherirse temporalmente al sustrato, lo cual puede ser interpretado como asentamiento. Iniciada la metamorfosis puede haber un descenso en el número por mortalidad larval.

Porcentaje final de asentamiento larval

En *Celleporella hyalina* el porcentaje de asentamiento larval, a las 24 h, fue claramente afectado por el tratamiento de intensidad lumínica aplicado a las larvas durante la fase previa al asentamiento (Fig. 2A). El máximo porcentaje de asentamiento se obtuvo en larvas provenientes del tratamiento de alta DFF, con 33% ($\pm$10) de asentamiento promedio. Mientras que las larvas que provenían de los tratamientos de baja DFF y de oscuridad presentaron un 23 ($\pm$14) y un 12% ($\pm$7) respectivamente. El anál1isis estadístico mostró diferencias significativas entre tratamientos (Kruskal-Wallis, H=6,305, G.L.=2, p=0,0427).

Chaperia acanthina en cambio presentó su máximo porcentaje de asentamiento en larvas que provenían del tratamiento de baja DFF, con un 44% ($\pm$23). Las larvas provenientes del tratamiento de alta DFF presentaron un porcentaje promedio de asentamiento de sólo 10% ($\pm$22),



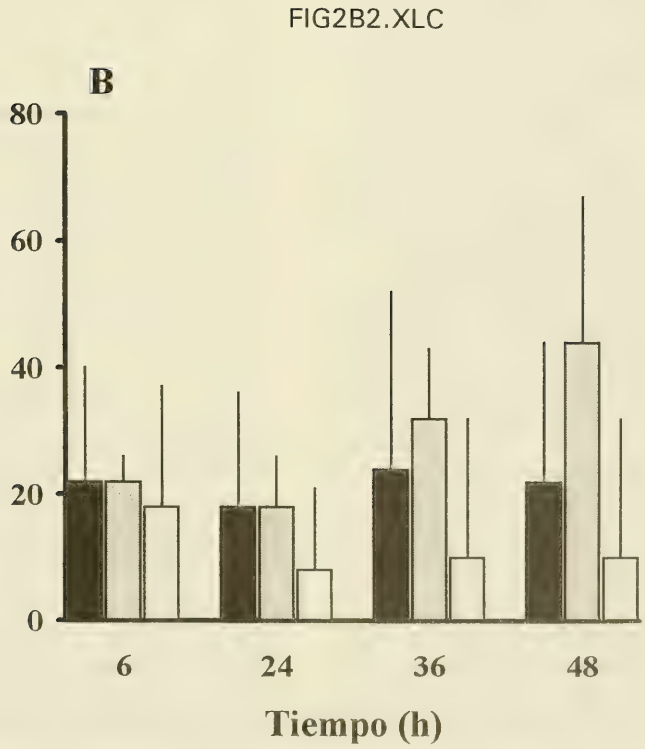


FIGURA 2. Porcentaje promedio de asentamiento larval para los distintos tratamientos a través del tiempo (A) para *C. hyalina* (B) para *C. acanthina*. Las barras negras indican el tratamiento de oscuridad, las barras grises el tratamiento de baja DFF y las barras punteadas el tratamiento de alta DFF. Las líneas sobre las barras indican 1 desviación estándar.

mientras que las larvas mantenidas en oscuridad mostraron un 22% (±22) de asentamiento larval promedio (Fig. 2B). Sin embargo, las diferencias observadas entre tramientos no resultaron ser significativas y sólo la comparación entre alta y baja DFF resultaron marginalmente significativas (Kruskal-Wallis, H=3,535, G:L=1, p=0,0601).

DISCUSION

Los resultados indican que las dosis de radiación lumínica recibidas por la larva de *C. hyalina* y *C. acanthina* afectan al asentamiento larval, aunque los efectos fueron distintos en las larvas de ambas especies. Las diferencias observadas entre estas dos especies no dejan de sorprendernos ya que en Chile central ambas co-existen en el mismo sustrato, el interior de los discos de *Macrocystis integrifolia*. En *C. hyalina* se encontró que las dosis de radiación lumínica recibidas por la larva durante la fase de vida libre tiene dos efectos: (a) adelantar el asentamiento larval a mayor densidad de flujo fotónico (DFF) y (b) generar a mayor DFF un mayor porcentaje final de asentamiento larval (Fig. 2A). En *C. acanthina* en cambio se obtuvo un bajo porcentaje promedio de asentamiento a alta DFF. En esta especie el mayor porcentaje promedio de asentamiento se obtuvo a baja DFF, lo que no difirió significativamente del promedio obtenido para larvas mantenidas en oscuridad y que fue sólo marginalmente significativo en comparación con larvas sometidas a una alta DFF. Pensamos que el efecto negativo de la alta DFF en el asentamiento larval posterior podría atribuirse al hecho de que la larva de *C. acanthina* tiene una fase de conducta fotopositiva de muy corta duración (5-10 min según Cancino *et al.*, 1996). Las 3 h de exposición a alta DFF pueden ser excesivas para una larva de este tipo. En cambio, las 2 h de exposición a alta DFF utilizadas en el presente estudio para las larvas de *C. hyalina* son cercanas al promedio de 1,2 h de duración de la fase de fototactismo positivo documentado para las larvas de esta especie por Ramírez y Cancino (1991). Se descarta que los presuntos daños de la alta DFF en las larvas de *C. acanthina* sean producto de radiación ultravioleta, ya que las placas de asentamiento poseían una cubierta de vidrio la cual filtraba este tipo de radiación.

Nuestros resultados muestran que la dosis de radiación lumínica requerida para un asentamiento exitoso es mayor para las larvas de *C. hyalina* que para las de *C. acanthina*. Desconocemos si la dosis requerida se relaciona con el color o el tamaño larval ya que *C. hyalina* posee una larva blanquecina y de pequeño tamaño, mientras que *C. acanthina* posee una larva amarillenta y de mayor tamaño, por lo que podría absorber radiación con mayor facilidad. Desconocemos también cuál es el efecto que la radiación lumínica tiene directamente sobre la larva, pero podría corresponder a un cambio endógeno asociado al proceso de maduración que transformaría la larva desde un estado precompetente, al momento de ser liberada, a un estado competente para el asentamiento. El estado de competencia se alcanzaría luego de la exposición a la radiación lumínica en la fase de conducta fototáctica positiva de la larva. Esto nos permite explicar no sólo porque se obtiene un menor porcentaje de asentamiento larval en larvas mantenidas en oscuridad (presente estudio), sino que además porque en estudios previos (Orellana & Cancino, 1991) se han obtenido bajos porcentajes de asentamiento larval al ofrecer sustrato inmediatamente después de la liberación. En ambos casos el porcentaje de asentamiento sería bajo porque la larva no habría tenido la dosis de radiación lumínica requerida para volverse competente. Obtenida la competencia la larva podría sufrir daños si se le somete a altas DFF, como habría sucedido en el presente estudio con las larvas de *C. acanthina*. Estudios previos han demostrado que las larvas de *C. hyalina* y de *C. achantina* en ausencia de sustrato adecuado para el asentamiento son capaces de posponer con éxito el asentamiento por 24 y 36 h, respectivamente (Orellana & Cancino, 1991; Cancino *et al.*, 1996). Resulta interesante destacar que con la excepción de la corta fase inicial de fototactismo positivo las larvas son fototácticas negativas durante el resto del tiempo, lo cual hasta ahora ha sido interpretado como una forma de ubicar un lugar oscuro para el asentamiento. Nuestros resultados con *C. acanthina* sugieren una interpretación adicional, ya que las larvas luego de alcanzada la competencia para el asentamiento podrían volverse fotonegativas como una forma de evitar daños causados por alta radiación lumínica. Claramente, las preguntas que surgen a partir del presente estudio son numerosas, esto justificaría otros estudios adicionales sobre el tema.

CONCLUSIONES

Los resultados indican que las dosis de radiación lumínica recibidas por la larva de *C. hyalina* y *C. acanthina* afectan al porcentaje de asentamiento larval, aunque los efectos fueron distintos en las larvas de ambas especies, lo cual es sorprendente ya que en Chile central ambas co-existen en un mismo sustrato.

En *C. hyalina* una mayor dosis de radiación lumínica acelera el asentamiento y genera un mayor porcentaje de asentamiento larval. En *C. acanthina*, en cambio, se obtuvo un porcentaje marginalmente mayor de asentamiento en larvas sometidas a una baja densidad de flujo fotónico (DFF), mientras que un tratamiento por 3 h a alta DFF generó un bajo porcentaje de asentamiento larval. Estos resultados son explicados por dos efectos opuestos de la radiación lumínica, por un lado, la larva recién liberada requeriría irradiación para alcanzar la competencia para el asentamiento; pero por otro, un exceso de radiación luego de alcanzada la competencia tendría efectos dañinos sobre la larva.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio fue financiado por el Proyecto Fondecyt 1940-233. Se agradece a Patricio Manríquez, Jessica Solano, María Cristina Orellana, Ricardo Otaíza y Luis Aravena por su ayuda en distintas etapas del estudio. También agradecemos a Bernabé Santelices por facilitar el fotómetro utilizado en el presente estudio.

BIBLIOGRAFIA

BARNES, R.N. 1983. Zoología de los Invertebrados. Editorial Interamericana. México.

BRANCATO, M.S. Y R.M. WOOLLACOTT. 1982. Effect of microbial films on settlement of bryozoan larvae (Bugula simplex, B. stolonifera and B. turrita). Mar. Biol. 71:51-56.

CANCINO, J.M., R.N. HUGHES Y C. RAMIREZ. 1991. Environmental cues and the phasing of larval release in the bryozoan *Celleporella hyalina* (L.). Proc. R. Soc. Lond. B. 246: 39-45.

CANCINO, J.M., M.C. ORELLANA, M. MUÑOZ Y R.N. HUGHES. 1992. Ciclo diario de liberación larval de dos especies de briozoos. Rev. Biol. Mar., Valparaíso. 27(2): 213-223.

CANCINO, J.M. HUGHES, R.N., M.C. ORELLANA. 1994. A comparative study of larval release in bryozoans. *In*: Hayward, P.J., Ryland, J.S., P.D. Taylor (eds) Biology and paleobiology of bryozoans. Olsen & Olsen, Fredenborg. pp. 41-46.

CANCINO, J.M., M.C. ORELLANA Y P.H. MANRIQUEZ. 1996. Conducta larval en *Chaperia acanthina*: tactismos en la fase de vida libre. XVI Jornadas de Ciencias del Mar, Resumen, p.68.

CRONIN T.W. Y R.B. FORWARD. 1986. Vertical migration cycles of crabs larvae and their role in larval dispersal. Bull. Mar. Sci. 39:192-201.

KITAMURA H. Y K. HIRAYAMA. 1987. Effect of primary films on the settlement of larvae of the Bryozoan *Bugula neritina*. Nippon Suisan Gakkaishi. 53: 1337-1381.

ORELLANA, M.C. Y J.M. CANCINO. 1991. Effects of delaying larval settlement on metamorfosis and early colonial growth in *Celleporella hyalina* (Bryozoa Cheilostomata). *In*: Bigey F.P., J.L d' Hont (eds) Bryozoaires actuels et fossiles: Bryozoa living and fossil. Bulletin de la Société des Sciencies Naturelles de l'Ouest de la France. Mémories HS1, Nantes (France).pp. 309-316.

RAMIREZ, C.C. Y J.M. CANCINO. 1991. Respuesta a la luz y conductas de asentamiento de larvas de *Celleporella hyalina* (L.) (Bryozoa). Rev. Chil. Hist. Nat. 64(1): 29-35.

RODRIGUEZ, S.R., F.P. OJEDA Y N.C. INESTROSA. 1993. Settlement of benthic marine invertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 97: 193-207.

RYLAND, J.S. 1960. Experiments on the influence of light on the behaviour of polyzoan larvae. J.exp. Biol. 37: 783-800.

SCHELTEMA, R.S. 1974. Biological interactions determining larval settlement of marine invertebrates. Thalasia Jugoslavica. 10:263-298.

SIEGEL, S. 1956. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Kogakusha, Ltd. Tokyo.

THORSON, G. 1950. Reproduction and larval ecology of marine bottom invertebrates. Biol. Rev. 25:1-45.

YOUNG, C.M. Y F.S.CHIA. 1982. Ontogeny of phototaxis during larval development of the sedentary polychaeta, *Serpula vermiculares* (L.). Biol. Bull. 162: 457-468.

Gayana Oceanol. 4(2): 77-91, 1996 ISSN 0716-9655

CALIDAD ECOTOXICOLOGICA DE AGUAS RECEPTORAS DE EFLUENTES DE INDUSTRIAS PESQUERAS. UN ANALISIS SINOPTICO DE EFECTOS SOBRE VARIAS ESPECIES, CON AGUAS DE CORONEL, SAN VICENTE Y ROCUANT (REGION DEL BIO-BIO, CHILE)

ECOTOXICOLOGICAL QUALITY IN WATERS RECEIVING EFFLUENTS FROM FISHMEAL INDUSTRIES. A SYNOPTIC ANALYSIS OF EFFECTS ON SEVERAL SPECIES USING WATERS FROM CORONEL, SAN VICENTE AND ROCUANT (BIO-BIO REGION, CHILE)

Any Riveros, Lilian Troncoso, Jeannette Silva, Edgardo Soto, Ana Cifuentes, Hernán Gaete, Enrique Bay-Schmith y Alberto Larrain*

RESUMEN

Se evaluó y comparó la calidad ecotoxicológica de aguas receptoras de efluentes de industrias pesqueras en tres localidades con antecedentes de contaminación: Rocuant, San Vicente y Coronel (VIII Región, Chile). Para esto se tomaron muestras de agua en los sectores costeros de las tres localidades, con las que se realizaron bioensayos de toxicidad aguda y crónica. Las especies empleadas en los experimentos fueron: *Artemia salina* (Linnaeus 1758), *Tisbe longicornis* (Thompson & Scott 1896), *Austromenidia laticlavia* (Valenciennes 1835), *Isochrysis galbana* (Parke 1949), *Dunaliella tertiolecta* (Butcher 1959) y *Arbacia spatuligera* (Valenciennes 1846). En los bioensayos crónicos se determinó el LOEC y en los agudos el LC_{50}. Con estos resultados se determinaron índices de toxicidad aguda y crónica, expresados en unidades tóxicas (UTa y Utc, respectivamente). La toxicidad se correlacionó con los parámetros fisicoquímicos y compuestos orgánicos. Los resultados mostraron mayor toxicidad en Rocuant (UTa:18,39 y UTc:4,0), seguido por San Vicente (UTa:1,69 y UTc:2,0) y por último Coronel (UTa:0 y UTc:0,67). Las especies utilizadas mostraron diferentes grados de sensibilidad, siendo las más sensibles *A. laticlavia*, *I. galbana* y *A. spatuligera*. Se encontraron correlaciones altas entre los índices de toxicidad crónica y los parámetros oxígeno (r= -0.685), pH (r= -0.845), turbidez (r=0.952), materia orgánica (r=0.989) y el contenido de grasas y aceites totales (r=0.947). Los resultados confirman que hay un importante grado de alteración ambiental en las zonas estudiadas y se reconoce la necesidad de estudios espacio-temporales más amplios, para evaluar la magnitud del impacto de la polución en éstas y otras áreas costeras locales.

PALABRAS CLAVES: Evaluación ecotoxicológica, Efluentes de industrias pesqueras, aguas receptoras, Bioensayos de toxicidad, Unidades Tóxicas.

ABSTRACT

The ecotoxicological quality of the receiving waters of effluents from fishmeal industries was evaluated and compared, in three polluted areas: Rocuant, San Vicente and Coronel (8th region of Chile). Water samples were collected near the effluents and then utilized to perform acute and chronic toxicity bioassays. The following species were used in the experiments: *Artemia salina*, *Tisbe longicornis*, *Austromenidia laticlavia*, *Isochrysis galbana*, *Dunaliella tertiolecta* and *Arbacia spatuligera*. LOEC was calculated in chronic bioassays and LC_{50} in acute ones; these results were used to calculate acute and chronic toxicity indeces (UTa and Utc). Toxicity was correlated with physicochemical parameters and organic compounds. Results showed greater toxicity in Rocuant (UTa:18.39 and UTc:4.0), less in San Vicente (UTa:1.69 and UTc:2.0) and the least in Coronel (UTa:0 and Utc:0.67). The species had different degrees of sensitivity, with *I. galbana*, *A. spatuligera* and *A. laticlavia* as the most sensitive. High correlation values were found for chronic toxicity indexes and oxygen (r=-0.685), pH (r=-0.845), turbidity (r=0.952), organic matter (r=0.989), and total oils and grease content (r=0.947). Our results confirm a high level of environmental disturbance in the studied localities, and the need of further studies to eva-

*Laboratorio de Bioensayos, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. U. de Concepción. E-mail: ariveros@buho.dpi.udec. Casilla 2407. Concepción-Chile.

luate the magnitude of impacts from pollution in these and other local coastal areas.

KEYWORDS: Ecotoxicological Assesment, Fishmeal industry effluents, Receiving waters, Toxicity Bioassays, Toxic units

INTRODUCCION

En la zona costera de la Octava Región se concentran varias actividades productivas industriales importantes a nivel nacional. Entre éstas, el sector pesquero es de especial significancia, tanto por su incidencia económico-social, como por los impactos ambientales derivados de sus procesos productivos. La mayoría de las industrias pesqueras se concentran en los puertos de Talcahuano, San Vicente y Coronel y muchas de ellas descargan sus desechos a las bahías sin un tratamiento previo.

Las bahías de la región son ecosistemas de aguas someras de alta producción y con baja tasa de recambio. En algunas de ellas se ha determinado que los efluentes de las industrias pesqueras han alterado las características fisicoquímicas del agua por su alto contenido de materia orgánica, generando anoxia y graves problemas de eutroficación (Ahumada & Rudolph, 1989). Así, la marisma Rocuant en la Bahía de Concepción es una de las zonas con mayor impacto ambiental en la región, producto de la contaminación por materia orgánica derivada de las descargas industriales (Ahumada & Rudolph, 1987); en la Bahía San Vicente también se producen descargas de efluentes pesqueros que afectan la calidad de sus aguas (Ahumada *et al.*, 1989). Por otra parte, la zona de Coronel en el Golfo de Arauco está recibiendo este mismo tipo de desechos y ha sido identificada como zona con posibles problemas ambientales (Ahumada y Rudolph, 1989), sin embargo no existen evaluaciones cuantitativas. Adicionalmente, se ha determinado que las aguas costeras de Rocuant y San Vicente presentan toxicidad, con efectos inhibitorios en la fertilización del erizo *Arbacia spatuligera*, en condiciones de laboratorio (Riveros *et al.*, 1996).

La evaluación del grado de contaminación en zonas costeras afectadas por efluentes industriales es imprescindible para realizar una gestión ambiental adecuada (Larrain, 1989). En este tipo de estudios es importante incluir la determinación de parámetros fisicoquímicos y las concentraciones, efectos y destinos de los agentes tóxicos ingresados al ambiente por los efluentes (Larrain, 1995). Una de las herramientas utilizadas para evaluar el efecto de los contaminantes sobre los componentes biológicos de los sistemas acuáticos son los bioensayos de toxicidad. Estos entregan una alerta temprana de los posibles impactos sobre las comunidades y, si se realizan con un número adecuado de especies de diferentes niveles tróficos, pueden reflejar de mejor manera la calidad ambiental de un cuerpo receptor. La toxicidad de una muestra ambiental, que corresponde a una mezcla compleja, se puede estimar mediante el cálculo de las unidades tóxicas (UT). Este índice facilita la cuantificación de la toxicidad a partir de los parámetros ecotoxicológicos obtenidos mediante bioensayos de toxicidad (US EPA, 1990).

Los objetivos de este estudio fueron evaluar y comparar la calidad ecotoxicológica de aguas receptoras de efluentes de industrias pesqueras, en Coronel, San Vicente y Rocuant, mediante bioensayos agudos y crónicos con las especies *Artemia salina*, *Tisbe longicornis*, *Austromenidia laticlavia*, *Isochrysis galbana*, *Dunaliella tertiolecta* y *Arbacia spatuligera* y relacionar los índices de toxicidad obtenidos con los parámetros ambientales medidos (fisicoquímicos y compuestos orgánicos).

MATERIALES Y METODOS

MUESTREO

Se realizaron dos muestreos, en enero y marzo de 1996, a 5 m de la orilla de la playa, en puntos cercanos a la salida de efluentes de industrias pesqueras en los sectores costeros de Coronel (Playa Lo Rojas), San Vicente (Playa al sur del Puerto de San Vicente) e Isla Rocuant; además, se incluyó Dichato como zona control (Fig. 1). En cada localidad se tomaron muestras de agua para bioensayos (20 l) y para análisis de compuestos orgánicos (2 l). Mediante un analizador de agua HORIBA U-10, se registraron los siguientes parámetros fisicoquímicos *in situ*: turbidez, pH, oxígeno disuelto, salinidad y tempera-

tura. Los bioensayos se realizaron antes de 24 h de obtenidas las muestras; durante este período se mantuvieron a 4 °C. Las muestras de enero se utilizaron exclusivamente para realizar bioensayos preliminares, con el objetivo de determinar los rangos de dilución adecuados para el estudio.

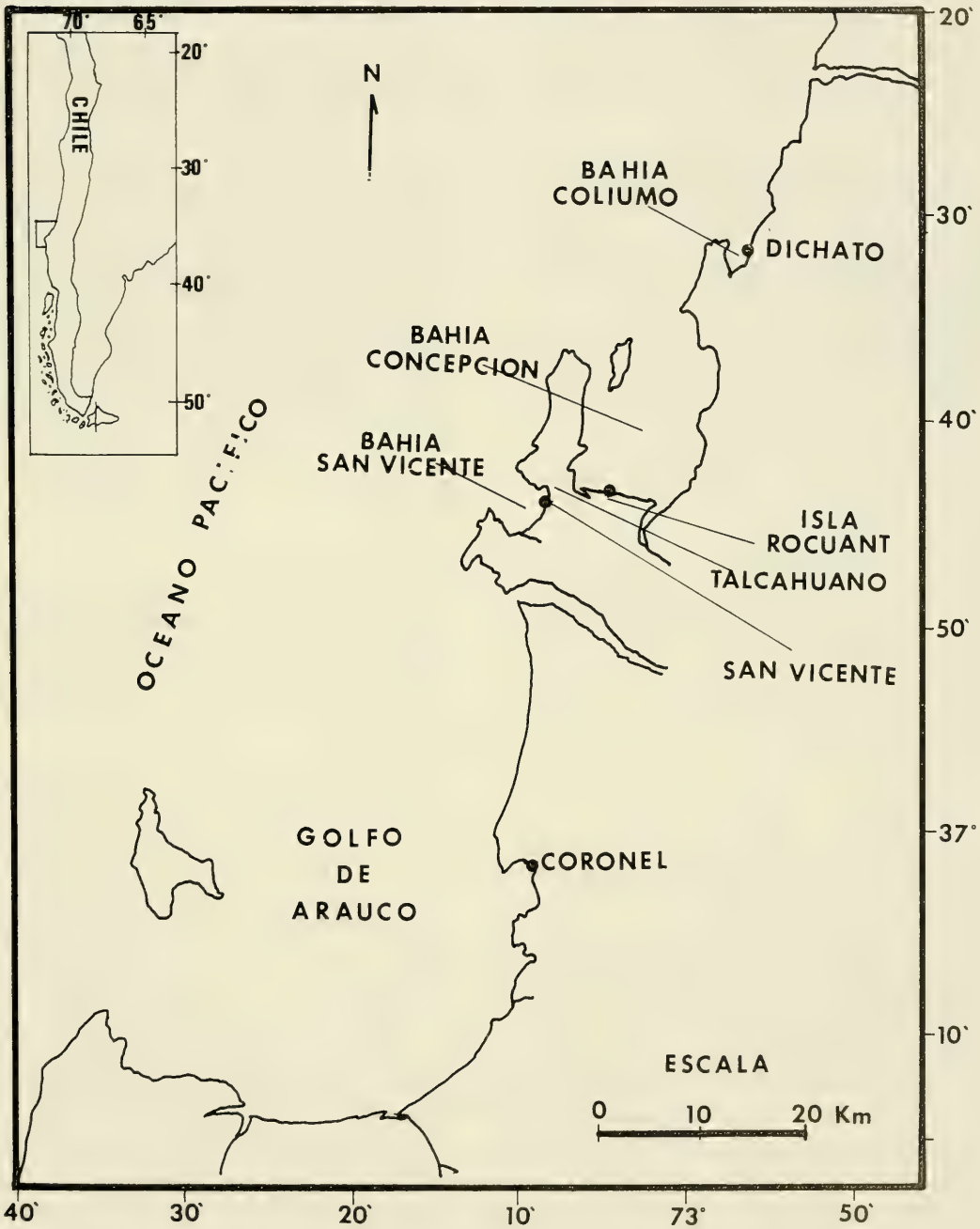


FIGURA 1. Mapa que muestra las localidades estudiadas.

BIOENSAYOS DE TOXICIDAD

Al inicio de cada bioensayo se registraron los parámetros fisicoquímicos de la muestra y del agua control. Se realizaron diluciones seriadas (100, 75, 50, 25, 12,5%, etc.) de la muestra de cada localidad, incluyéndose en cada prueba un tratamiento con agua control. En cada experimento se utilizó el mismo número de réplicas para cada tratamiento, incluyendo el control.

a) AGUDOS

Se realizaron bioensayos de toxicidad aguda con tres especies: *Artemia salina* (microcrustáceo anostrácodo), *Tisbe longicornis* (copépodo harpacticoídeo) y *Austromenidia laticlavia* (pejerrey marino). Para *A. salina* se utilizaron 30 nauplii de 48 horas de edad, en 3 réplicas, los que fueron expuestos a la muestra durante 24 horas a 25 °C en oscuridad (según la metodología descrita por US EPA, 1993). Para *T. longicornis* se utilizaron 21 adultos de aproximadamente 14 días de edad en 3 réplicas; el tiempo de exposición fue de 48 horas a 13 °C. Los bioensayos con *A. laticlavia* se realizaron con 40 larvas de 11 a 20 días de edad en 4 réplicas, las que fueron expuestas durante 48 horas a 13 °C (basado en la metodología propuesta por US EPA para *Menidia beryllina*, 1987). Para las tres especies la respuesta medida fue mortalidad y el criterio de aceptabilidad fue un nivel de mortalidad menor a 10 % en los controles.

b) CRONICOS

Se realizaron bioensayos de tipo crónico con las siguientes especies: *Isochrysis galbana* (Chrysophyta), *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyta) y *Arbacia spatuligera* (Echinoidea). Las microalgas se expusieron a las diferentes diluciones por 96 horas a 24 ± 1 °C, con una intensidad lumínica constante de 90 ± 10 mol m^{-2} s^{-1}, en un medio de cultivo EPA x 5. La respuesta medida fue la tasa de crecimiento y la densidad celular inicial fue 104 cel/ml en las 3 réplicas. El criterio de aceptabilidad fue una densidad celular final mínima de 2 x 106 cel/ml en los controles. El procedimiento utilizado en los bioensayos de fertilización con *A. spatuligera* se basó en la metodología propuesta por US EPA (1988) para *Arbacia punctulata*, con algunas modificaciones para *A. spatuligera*, en relación a la cantidad de espermios por unidad experimental y a la temperatura de exposición. Se utilizaron concentraciones de 7 x 106 espermios/ml y 2000 óvulos/ml, en cuatro réplicas de 5 ml cada una. Los espermios se expusieron al agua de prueba durante 60 min, a 13 °C; posteriormente se agregaron los óvulos. Al cabo de 20 minutos se detuvo el proceso de fertilización con formalina al 10 % y se determinó el porcentaje de óvulos fertilizados. El criterio de aceptabilidad de los bioensayos fue un mínimo de 80% de fertilización en los controles.

ANALISIS DE COMPUESTOS ORGANICOS

Para cada muestra, incluyendo el control, se determinó el contenido de materia orgánica como carbono orgánico total, reduciendo la materia orgánica a metano y determinando su concentración mediante un detector FID (de llama o combustión). Los resultados son obtenidos por integración automática en base a curvas de calibración. Además, se determinó la concentración de grasas y aceites totales, mediante un método gravimétrico, usando como extractante éter de petróleo.

ANALISIS DE DATOS

En los bioensayos de toxicidad aguda se calculó el parámetro ecotoxicológico LC_{50}, que corresponde a la dilución de la muestra que produce un 50% de mortalidad. Para el cálculo de este parámetro se utilizó el programa Probit (US EPA, 1988).

En los bioensayos de toxicidad crónica se estimó el parámetro LOEC, que corresponde a la menor concentración de la muestra que produce un efecto significativo con respecto al control. Para los cálculos se utilizó el programa estadístico Toxstat (Gulley *et al.*, 1988), en el cual los análisis fueron validados asumiendo normalidad y homogeneidad de varianzas. Luego se realizó un análisis de varianzas seguido de una prueba de comparaciones múltiples con el test paramétrico de Dunnett, para detectar las diferencias entre el control y las diluciones de cada muestra.

Se calculó las unidades tóxicas (UT) para cada especie en cada localidad. Las unidades tóxicas corresponden a $100/LC_{50}$ (UTa) y 100/LOEC (UTc) (US EPA, 1990).

Se determinó la relación entre la toxicidad (aguda-crónica) y los parámetros ambientales (fisicoquímicos y compuestos orgánicos) mediante correlaciones.

RESULTADOS

El primer muestreo entregó los rangos de dilución necesarios para determinar los parámetros ecotoxicológicos en cada localidad, los que fueron aplicados en los bioensayos realizados con el segundo muestreo.

Las figuras 2 y 3 entregan las curvas de respuestas obtenidas por bioensayo para la serie de diluciones realizadas en las tres localidades. La figura 2 muestra los resultados de toxicidad aguda para las especies *A. salina*, *T. longicornis* y *A. laticlavia*. En *A. salina* (Fig. 2a) y *T. longicornis* (Fig. 2b) el mayor efecto se obtuvo en la muestra de Rocuant, observándose niveles de mortalidad bajo el 20% en las otras dos localidades. En el caso de *A. laticlavia* (Fig. 2c) se encontró efecto en las muestras de las localidades de San Vicente y Rocuant, siendo mayor en ésta última. Para Coronel se observó una mortalidad menor al 20%.

La figura 3 muestra los resultados de toxicidad crónica para las especies *I. galbana* (a) y *A. spatuligera* (b). Para *Dunaliella tertiolecta* no se encontró efecto, observándose una tasa de crecimiento similar al control en las muestras de las tres localidades. En la figura 3a se observa que I. galbana presentó una inhibición del crecimiento del 100% con aguas receptoras de San Vicente y Rocuant, encontrándose que existe mayor toxicidad a mayores diluciones de la muestra de San Vicente. Con la muestra de Coronel se obtuvieron valores de inhibición cercanos al 70%. El porcentaje de fertilización de *A. spatuligera* fue disminuido con las aguas receptoras provenientes de San Vicente y Rocuant, siendo mayor el efecto con esta última. Con la muestra de agua de Coronel se obtuvo un porcentaje de fertilización sobre el 95%.

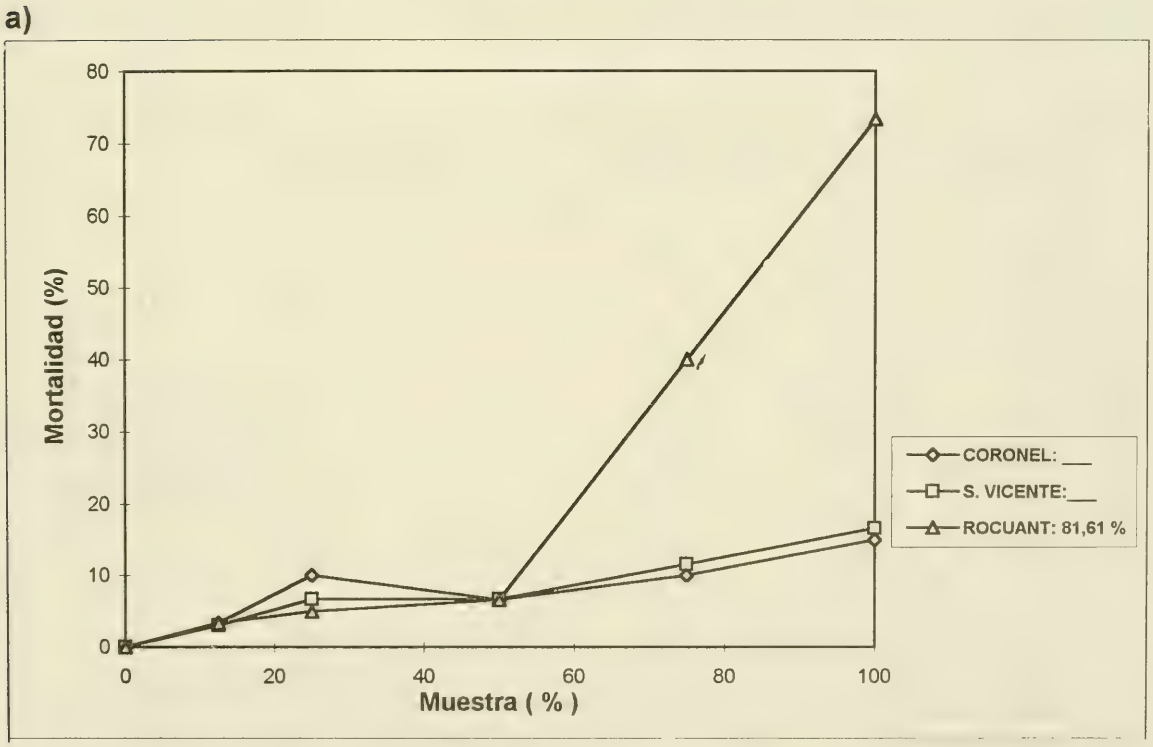


FIGURA 2a. Curvas de respuesta por bioensayo de toxicidad aguda para la serie de diluciones en las tres localidades. En los recuadros se indica los LC_{50} (α=0.05) *A. salina*.

b)

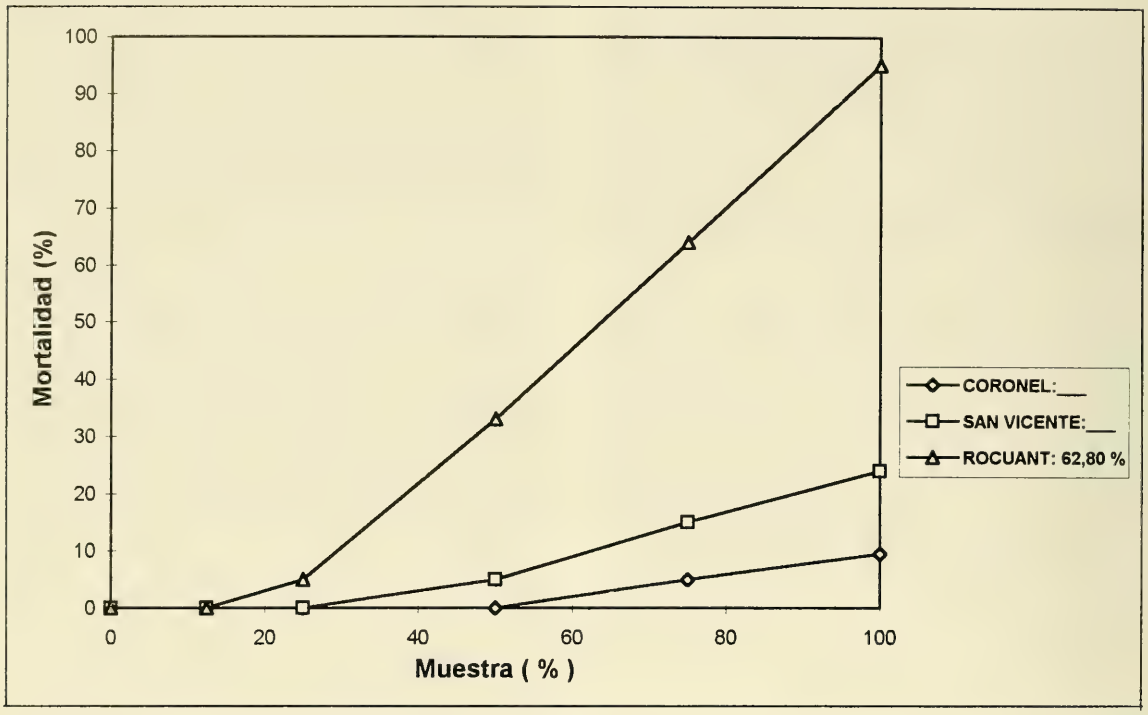


FIGURA 2b. Curvas de respuesta por bioensayo de toxicidad aguda para la serie de diluciones en las tres localidades. En los recuadros se indica los LC_{50} (α=0.05) *T. longicornis*.

c)

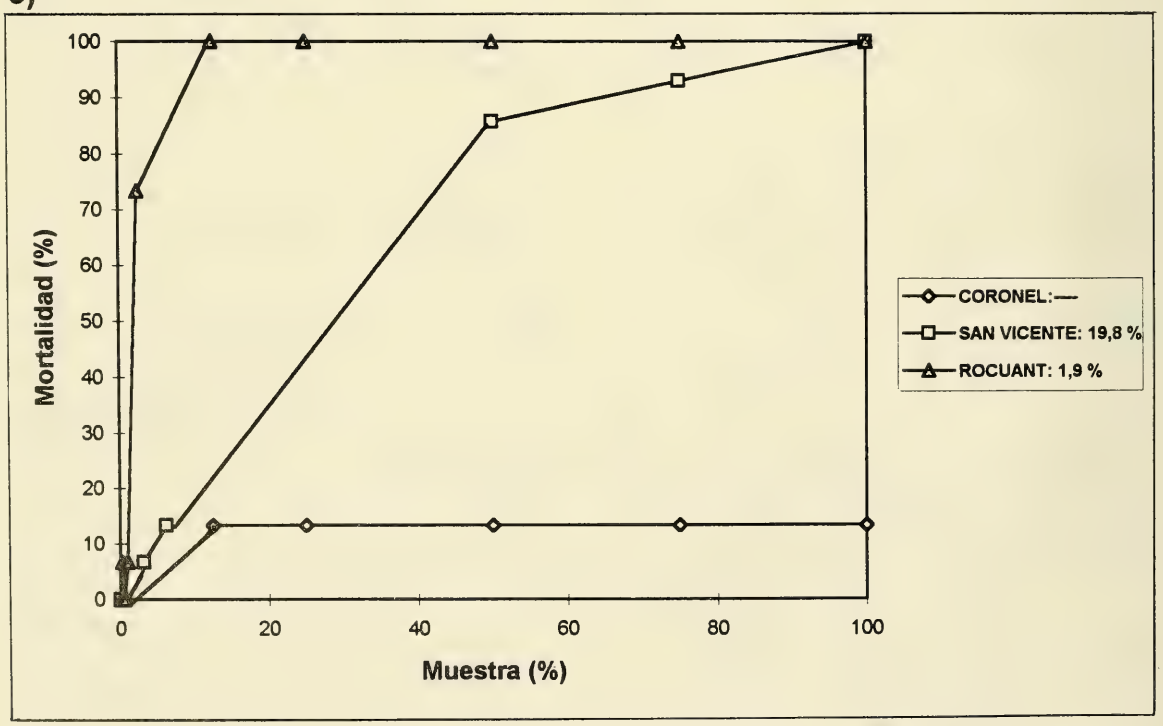


FIGURA 2c. Curvas de respuesta por bioensayo de toxicidad aguda, para la serie de diluciones en las tres localidades. En los recuadros se indica los LC_{50} (α=0.05) *A. laticlavia*.

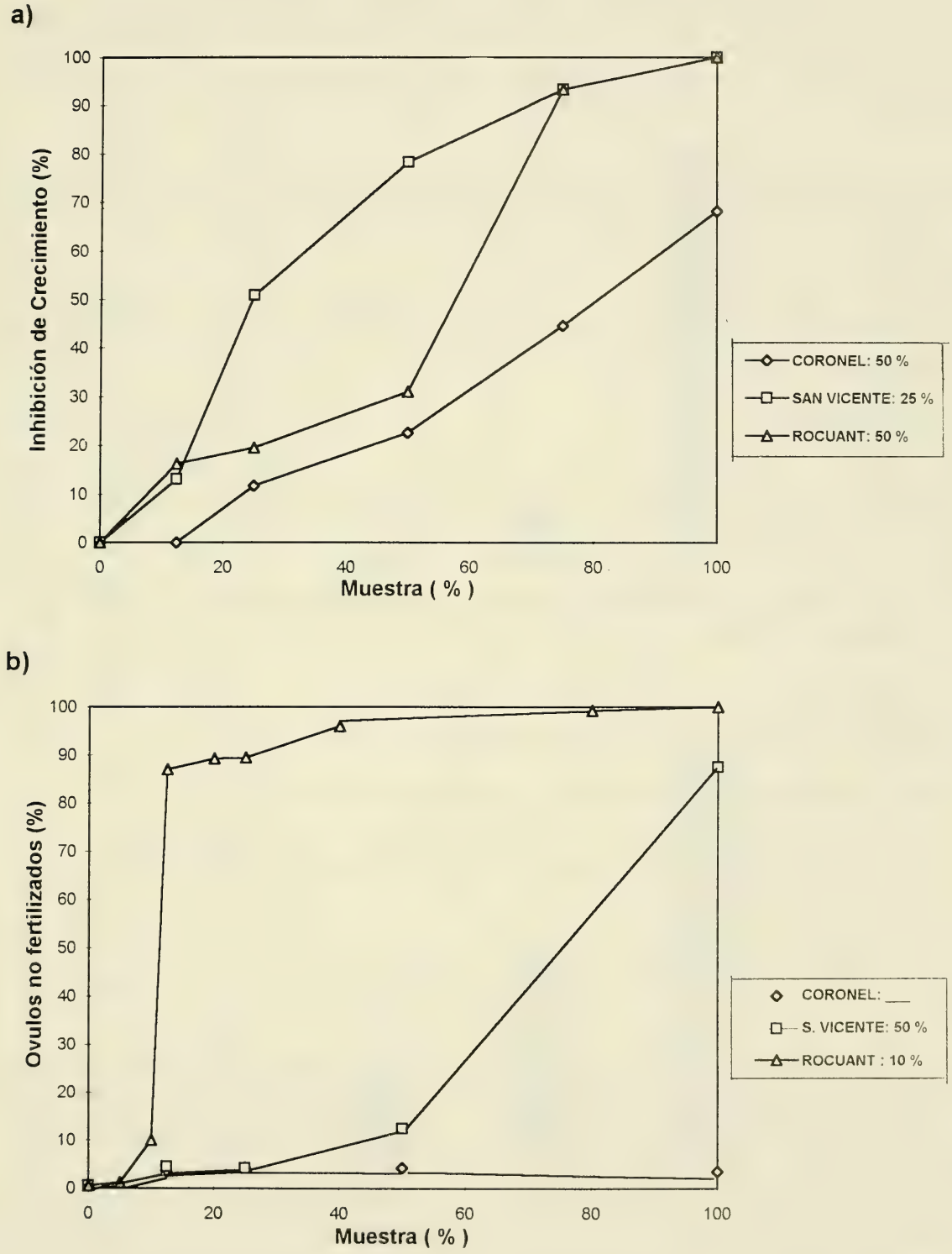


FIGURA 3. Curvas de respuesta por bioensayo de toxicidad crónica, para la serie de diluciones en las tres localidades. En los recuadros se indica los LOEC (Prueba de Dunnett, $p<0.05$) a) *I. galbana*, b) *A. spatuligera*.

Las tablas I a y I b presentan los valores de LC_{50}, LOEC y UT para cada especie y para cada localidad. En la muestra de Coronel sólo se encontró efecto crónico para la microalga *I. galbana*. Con las aguas receptoras de San Vicente se observó efecto agudo sólo para *A. laticlavia* y efectos crónicos para *I. galbana* y *A. spatuligera*. En las aguas muestreadas en Rocuant se encontraron efectos agudos para las especies *A. salina*, *T. longicornis* y *A. laticlavia* y efectos crónicos para *I. galbana* y *A. spatuligera*.

TABLA I. Parámetros ecotoxicológicos y unidades tóxicas (UT) obtenidos para cada especie con las muestras de las tres localidades. a) Bioensayos de toxicidad aguda, se indica el LC_{50} y entre paréntesis el intervalo confianza (α=0.05), b) Bioensayos de toxicidad crónica, valor de LOEC (prueba de Dunnett, $p<0.05$).

a)

	A. salina		*T. longicornis*		*A. lacticlavia*	
LOCALIDAD	LC_{50}	UTa	LC_{50}	UTa	LC_{50}	UTa
CORONEL	-	0	-	0	-	0
SAN VICENTE	-	0	-	0	19.75% (4.32-38.8)	5.06
ROCUANT	81.61% (71.28-94.93)	1.23	62.80% (47.54-248.67)	1.59	1.91% (1.47-2.58)	52.36

b)

	D. tertiolecta		*I. galbana*		*A. spatuligera*	
LOCALIDAD	LOEC	UTc	LOEC	UTc	LOEC	UTc
CORONEL	-	0	50%	2	-	0
SAN VICENTE	-	0	25%	4	50%	2
ROCUANT	-	0	50%	2	10%	10

TABLA II. Promedio de unidades tóxicas agudas y crónicas para las muestras de cada localidad.

LOCALIDAD	UT AGUDAS	UT CRONICAS
DICHATO	0	0
CORONEL	0	0.67
SAN VICENTE	1.69	2
ROCUANT	18.39	4

La tabla II resume las unidades tóxicas promedio agudas y crónicas para cada localidad. Las muestra recolectadas en San Vicente y Rocuant presentaron índices de toxicidad aguda y crónica, con valores mayores para Rocuant (UTa: 18,39; UTc: 4). En la muestra de Coronel sólo se observaron unidades tóxicas crónicas.

Se obtuvieron correlaciones entre los índices de toxicidad aguda y crónica y los parámetros oxígeno disuelto, pH, turbidez, materia orgánica y concentración de grasas y aceites. Los valores más altos se encontraron para la toxicidad crónica. Las muestras de aguas con bajas concentraciones de oxígeno presentaron un mayor efecto tóxico (Figs. 4 a y b). En relación al pH se observó una tendencia similar, es decir una toxicidad mayor a menores valores de pH (Fig. 5 a y b). La turbidez se correlacionó positivamente con la toxicidad (Fig. 6 a y b). Con respecto a los compuestos orgánicos, se encontró un aumento de la toxicidad a mayores contenidos de materia orgánica (Fig. 7 a y b) y de grasas y aceites totales (Fig. 8 a y b).

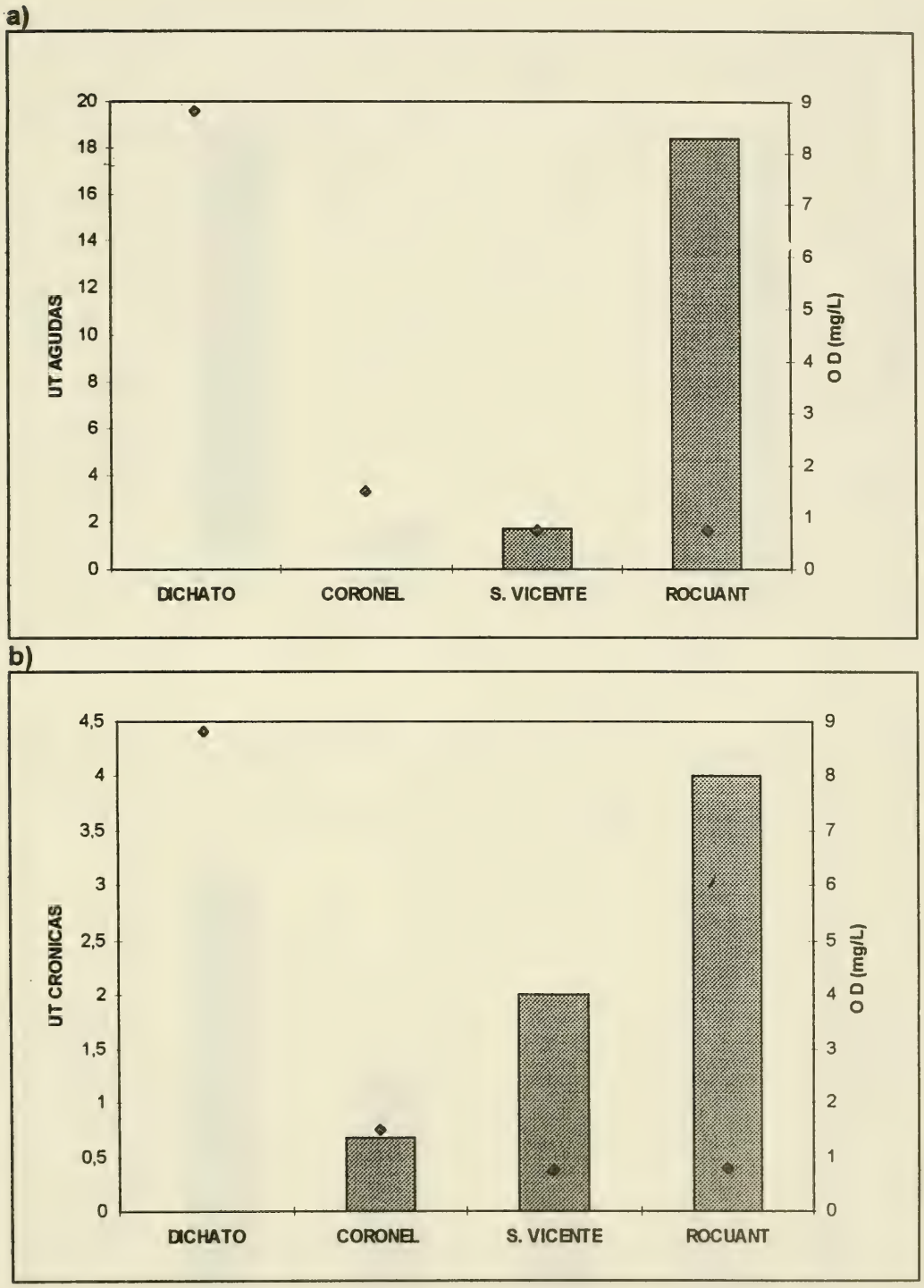
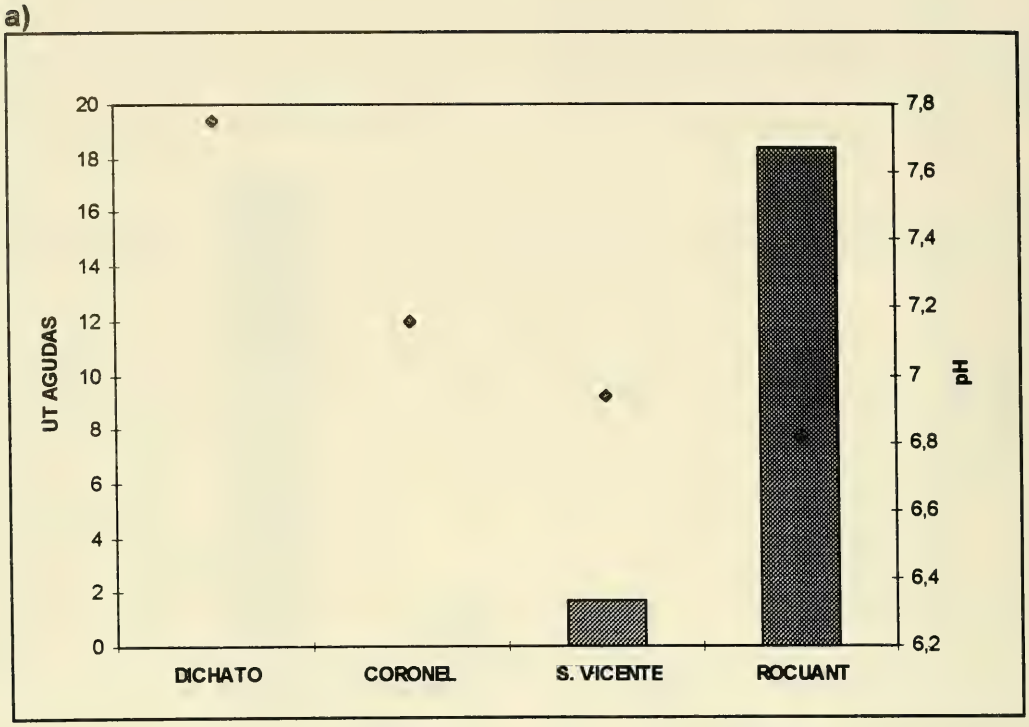


FIGURA 4. Representación de las unidades tóxicas promedio (UT) y oxígeno disuelto (O D) por localidad. a) Unidades tóxicas agudas (barra), $r_{UTa\ y\ OD}$= -0,422; b) Unidades tóxicas crónicas, $r_{UTc\ y\ OD}$= -0,685.



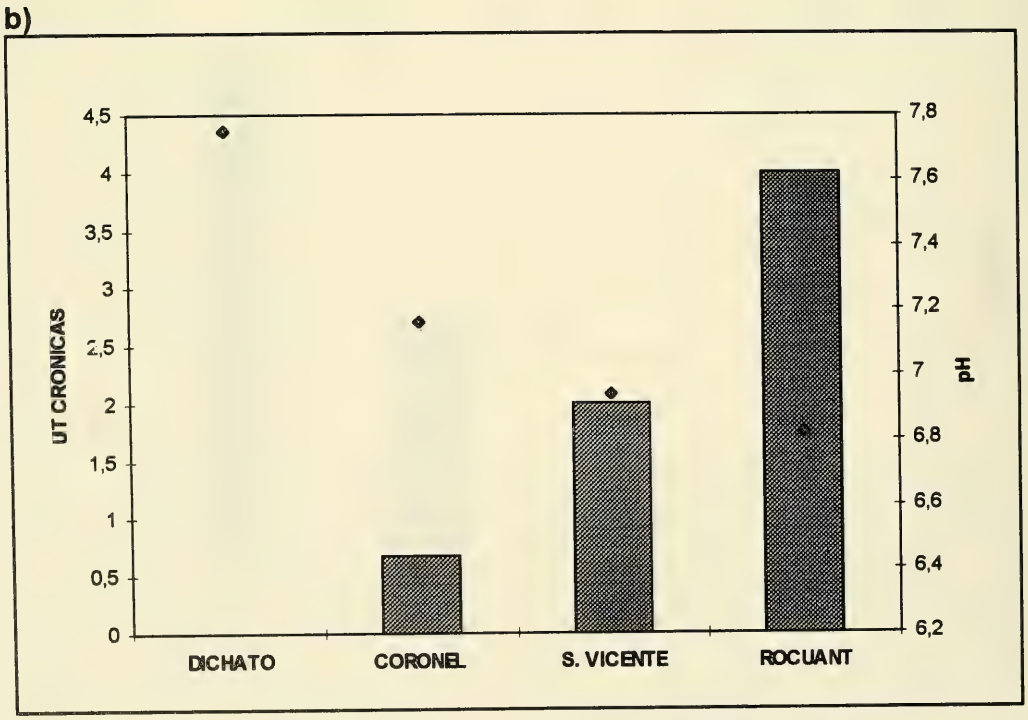
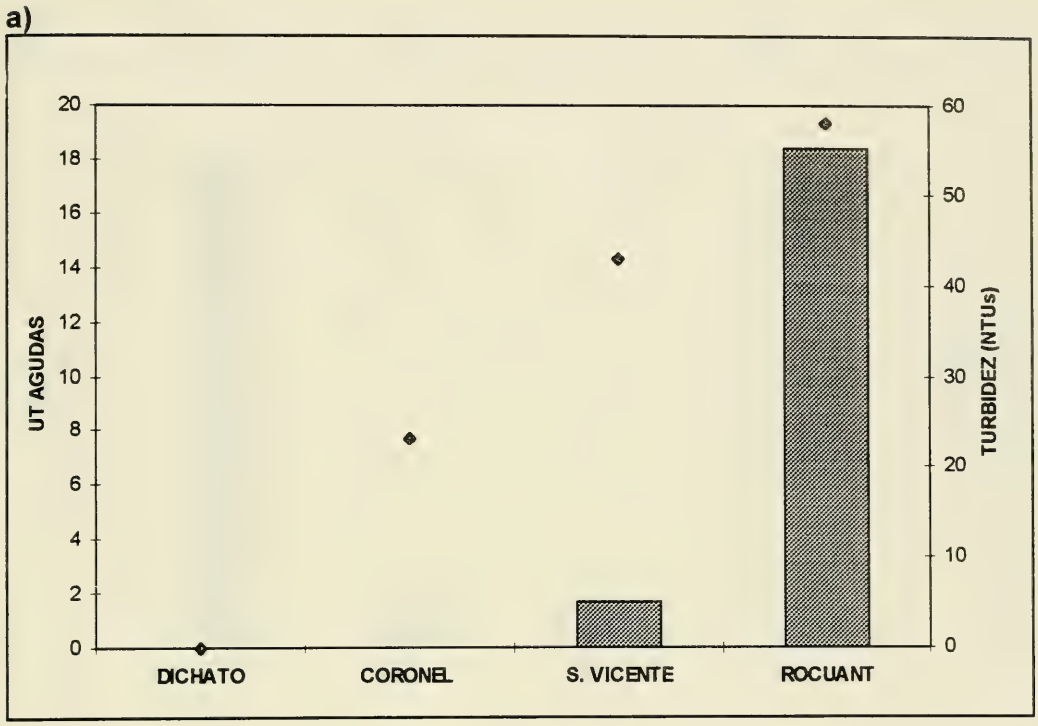


FIGURA 5. Representación de unidades tóxicas promedio (UT) y el pH de las muestras por localidad. a) Unidades tóxicas agudas (barra), $r_{UTa\ y\ pH}$= -0,611; b) Unidades tóxicas crónicas, $r_{UTc\ y\ pH}$= -0,845.



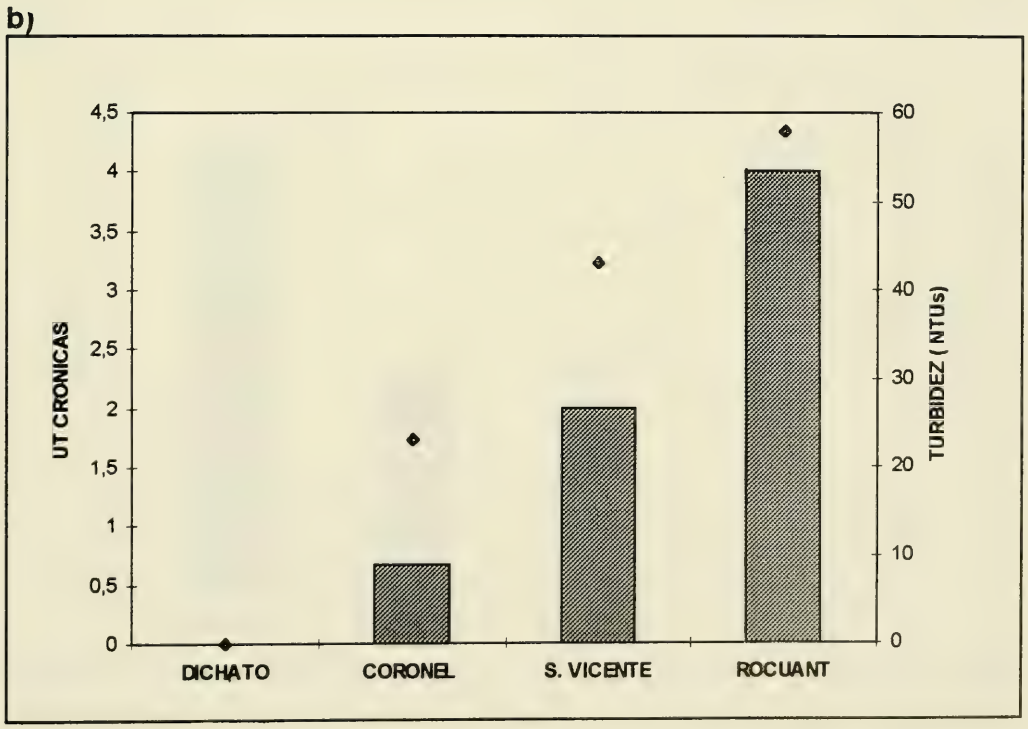


FIGURA 6. Representación de las unidades tóxicas promedio (UT) y el parámetro turbidez por localidad. a) Unida-

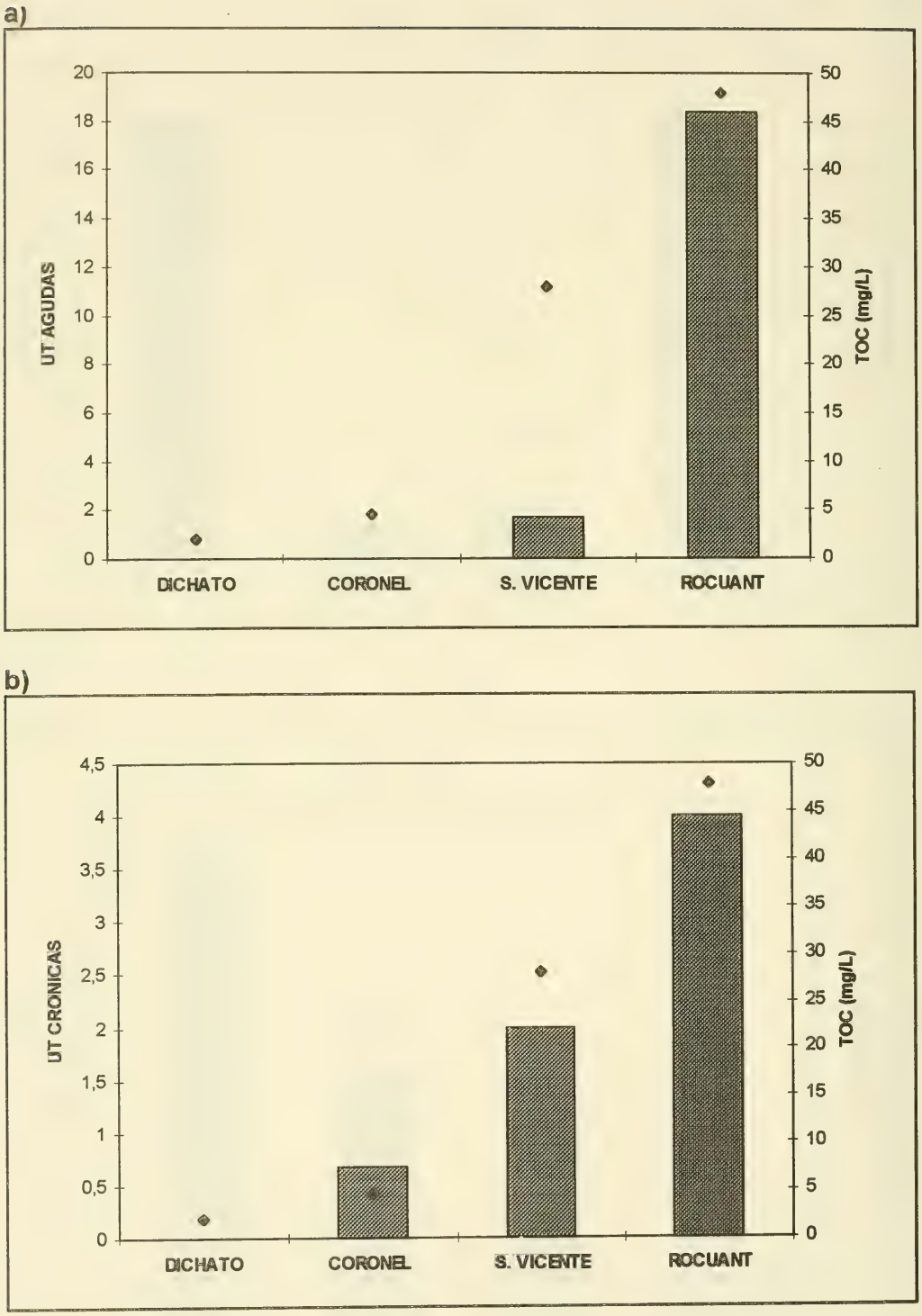


FIGURA 7. Representación de unidades tóxicas promedio (UT) y el contenido de materia orgánica (TOC) por localidad. a) Unidades tóxicas agudas (barra), $r_{UTa\ y\ TOC}$= -0,886; b) Unidades tóxicas crónicas, $r_{UTc\ y\ TOC}$= -0,989.

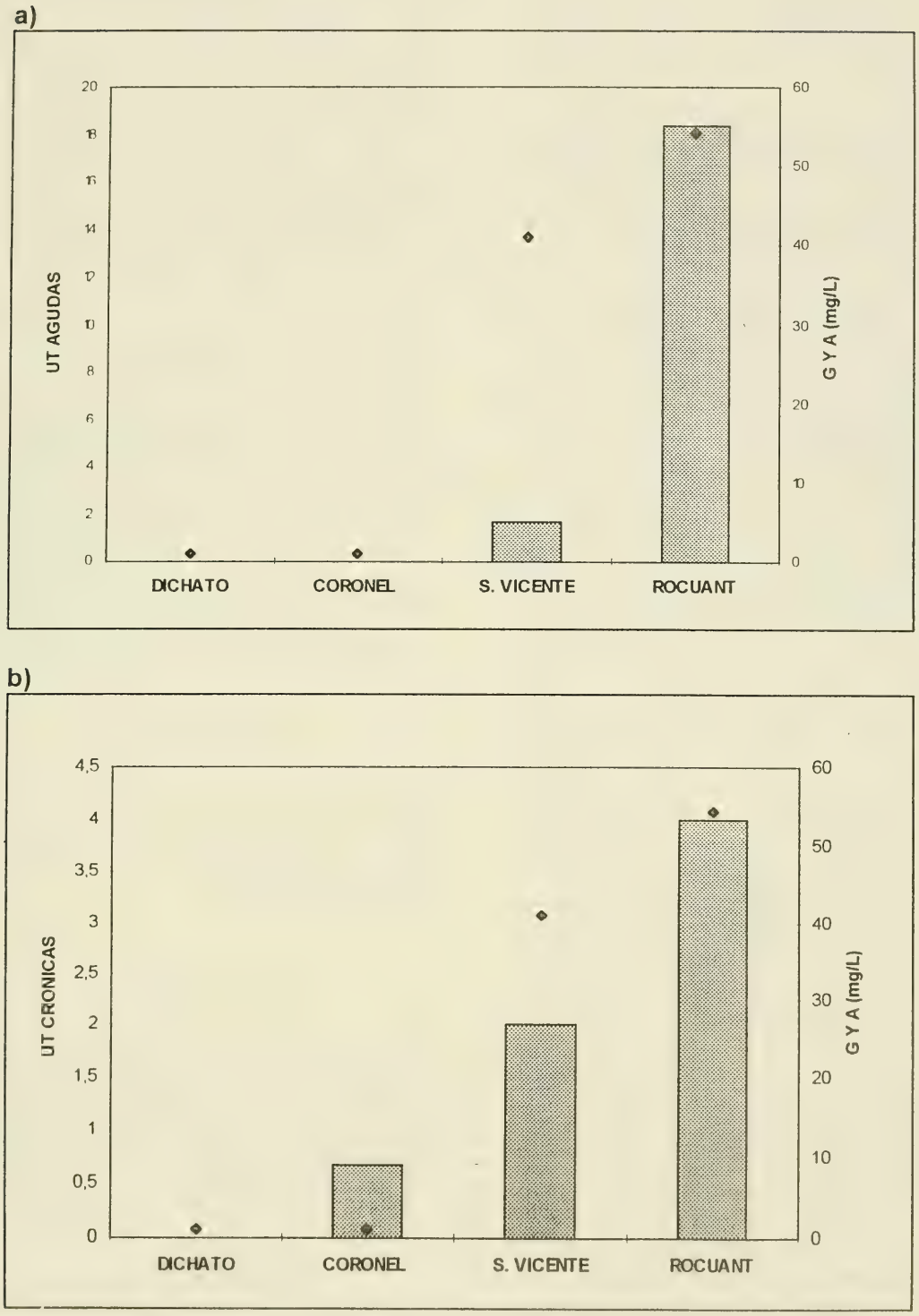


FIGURA 8. Representación de unidades tóxicas promedio (UT) y el contenido de grasas y aceites totales (AG) por localidad. a) Unidades tóxicas agudas (barra), $r_{UTa\ y\ AG}$= -0,786; b) Unidades tóxicas crónicas, $r_{UTc\ y\ AG}$= -0,947.

DISCUSION

Las unidades tóxicas permiten estimar la calidad ecotoxicológica de muestras ambientales complejas. En este estudio se consideró un promedio de las unidades tóxicas obtenidas en los bioensayos para cada localidad, como un índice ecotoxicológico. El valor de este índice varía según los bioensayos aplicados y presenta una varianza alta, sin embargo da una aproximación de la calidad ecotoxicológica y permite comparar distintas localidades. De acuerdo a lo anterior, los valores de toxicidad encontrados para las aguas receptoras de efluentes de industrias pesqueras, en Rocuant y San Vicente, indican un alto grado de contaminación, tanto a nivel de efectos agudos como crónicos. Según la US EPA (1990), para proteger la vida acuática deben evitarse los efectos de tipo agudo en la zona de mezcla, es decir, en el área del cuerpo receptor que recibe directamente el impacto del efluente. Los resultados encontrados para las muestras de Coronel fueron sólo de tipo crónico. Esto indicaría que un aumento en la carga orgánica en esta zona costera podría producir un impacto ambiental del nivel que se observa en las otras dos localidades.

En ecosistemas marinos con problemas de eutroficación se producen modificaciones físicas y químicas en el agua, como son el decrecimiento de la concentración de oxígeno, disminución de la transparencia del agua y cambios cualitativos en la composición de la flora y fauna (Elmgren, 1989). Adicionalmente, en ambientes con alto contenido de materia orgánica se consume el oxígeno disuelto, produciéndose niveles elevados de dióxido de carbono y ácido sulfhídrico, que finalmente disminuyen el pH (Riley & Chester, 1971). Las altas correlaciones encontradas en el presente estudio, entre la toxicidad y los parámetros ambientales (aunque basados en pocos puntos), confirman que las aguas con altos niveles de turbidez, materia orgánica, contenidos de grasas y aceites, con bajos niveles de oxígeno disuelto y pH, producen efectos tóxicos a nivel biológico.

Los resultados obtenidos muestran un alto grado de toxicidad y alteración de las condiciones fisicoquímicas de las aguas de Rocuant y San Vicente, lo que está de acuerdo con los antecedentes de contaminación descritos para estas áreas por Ahumada & Rudolph (1989); Carrasco (1992) y Riveros *et al.* (1996).

Al considerar el grado de sensibilidad que presentan las diferentes especies frente a una muestra ambiental, se observa una alta variabilidad de respuestas. Entre las especies utilizadas en este estudio las más sensibles correspondieron a *A. laticlavia*, *I. galbana* y *A. spatuligera*, en un nivel intermedio se encuentran *A. salina* y *T. longicornis* y la más resistente fue *D. tertiolecta*. Estos resultados señalan la importancia de aplicar bioensayos con varias especies de distintos niveles tróficos para asegurar la protección de un amplio grupo de organismos en el ecosistema.

CONCLUSIONES

Las aguas receptoras de efluentes de industrias pesqueras de las áreas costeras de San Vicente y Rocuant presentan altos índices de toxicidad. Esto confirma el grado de alteración ambiental que presentan estas zonas. Para Coronel se encontraron sólo efectos de tipo crónico, sin embargo, el impacto ambiental que generan estos efluentes, aunque menor que en las otras dos localidades, podría llegar a niveles similares. De esta forma, se reconoce la necesidad de estudios espacio-temporales más amplios, que permitan evaluar la magnitud del impacto en éstas y otras áreas costeras afectadas por este tipo de efluentes. En estos estudios se debe incluir tanto el registro de parámetros indicadores de carga orgánica como la aplicación de baterías de bioensayos de toxicidad aguda y crónica con un amplio grupo de especies.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los Sres. Jorge Guala y Alejandro Contreras por su cooperación en la toma de muestras y en el desarrollo de los bioensayos y al Sr. Hermann Muñoz por sus valiosas críticas al manuscrito. Este trabajo fue financiado por el proyecto FONDEF Nº 2-72.

BIBLIOGRAFIA

AHUMADA, R. Y A. RUDOLPH. 1987. Análisis del nivel de contaminación por desechos orgánicos en la Marisma Rocuant, Talcahuano, Chile. Cienc. Tec. Mar, CONA 11: 45-59.

Ahumada, R. y A. Rudolph. 1989. Residuos líquidos de la industria pesquera: alteraciones ambientales y estrategias de eliminación. Amb. y Des., 5(1): 147-161.

Ahumada, R., A. Rudolph, S. Madariaga y F. Carrasco. 1989. Descripción de las condiciones oceanográficas de la Bahía San Vicente y antecedentes sobre los efectos de la contaminación. Biol. Pesq. 18: 37-52.

Carrasco, P. 1992. Aspectos generales sobre recursos y contaminación en la VIII Región. COREMA, Intendencia Región del Bío-Bío, 115 pp.

Elmgren, R.1989. Manís impact on the ecosystem of the Baltic Sea: energy flows today and at the turn of the century. AMBIO 18 (6): 326-332.

Gulley D.D., A.M. Boelter y H.L. Bergman.1988. Toxstat 2,1. Fish Physiology and Toxicology Laboratory, Department of Zoology and Physiology, University of Wyoming, Laramie.

Larrain, A. 1989. Ambiente, calidad de vida y desarrollo regional: una perspectiva de futuro. Amb. y Des., 5(1):13-33.

Larrain, A. 1995. Criterios ecotoxicológicos para evaluar alteraciones ambientales y establecer parámetros de control: importancia de los bioensayos de toxicidad. Cienc. Tec. Mar, CONA (N° Especial): 39-47.

Riley & Chester. 1971. Introduction to marine chemistry. Acedemic Press, London. 465 pp.

Riveros, A., M. Zuñiga, A. Larrain y J. Becerra. 1996. Relationship between fertilization of the Southeastern Pacific sea urchin *Arbacia spatuligera* and environmental variables in polluted coastal waters. Mar. Ecol. Prog. Ser.134: 159-169.

Us Epa. 1987. Methods for spawning, culturing and conducting toxicity test with early life stages of four Atherinid Fishes: the Inland Silverside, *Menidia beryllina*, Athantic Silverside, *M. menidia*, Tidewater Silverside, *M. peninsulae*, and California Grunion, *Leuresthes tenuis*. D.P. Middaugh, M.J. Hemmer, and L.R. Goodman. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 206460. EPA/600/8-87-004.

Us Epa. 1988. Short term methods for estimating the chronic toxicity and èfllluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. EPA/600/4-87/028.

Us Epa. 1990.Technical support document for water quality-based toxics control. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Waters Enforcement and Permits, Office of Water Regulations and Standards. Washington, D.C. 20460.

Us Epa. 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwaters and marine organisms. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 206460. EPA/600/4-90/027F.

Gayana Oceanol. 4(2): 93-97, 1996 ISSN 0716-9655

LACK OF PLASTICITY OF THE BODY FORM, ARISTOTLE'S LANTERN AND SPINES OF *TETRAPYGUS NIGER* (ECHINODERMATA: ECHINOIDEA)

CARENCIA DE PLASTICIDAD DE LA FORMA CORPORAL, LINTERNA DE ARISTOTELES Y ESPINAS DE TETRAPYGUS NIGER *(ECHINODERMATA: ECHINOIDEA)*

J. M. Lawrence*, J. Vásquez**, B. D. Robbins*, y A. Vega**

ABSTRACT

Phenotypic plasticity of the Aristotle's lantern in relation to food availability and body shape and spines in relation to hydrodynamics has been reported for several species of echinoids, suggesting it is an important life-history character. To test whether *Tetrapygus niger* shows phenotypic plasticity, individuals from three populations were collected December 1994 at a small semi-exposed bay in which the substrate is mainly boulders and sand with crustose coralline algae and macroalgae; a very exposed site with a rocky bottom and only coralline algae; and at a protected site with a rocky bottom and primarily coralline algae. The guts of individuals from the bay and protected sites were full of food, while those of individuals from the exposed sites were empty with few exceptions. The median horizontal diameter and wet body-weights were larger at the bay and protected sites than at the exposed site. Comparisons of the three populations using Model II regression techniques revealed no significant differences between the horizontal diameter to the wet body-weight, the length and weight of the demi-pyramid and rotula of the Aristotle's lantern, and the length and width of the spines to body size among sites. Either the differences in levels of food availability and hydrodynamics were too small to have an effect, or *T. niger* is a stress-tolerant species that has little capacity for phenotypic plasticity.

KEYWORDS: Echinoids, Aristotle's lantern, phenotypic plasticity.

RESUMEN

La plasticidad fenotípica de la linterna de Aristóteles, en relación a la disponibilidad de alimento y forma corporal y las espinas en relación a la hidrodinámica, ha sido informada para vairas especies de equinídeos, sugiriéndose que es un importante carácter de la historia de vida. Para validar si *Tetrapygus niger* exhibe plasticidad fenotípica, se recolectaron, en diciembre de 1994, individuos provenientes de 3 poblaciones: en una pequeña bahía semiexpuesta, cuyo sustrato consite principalmente de bolones y arenas con algas crustosas coralinas y macroalgas; en una localidad muy expuesta con un fondo rocoso y primariamente algas coralinas; y en una localidad protegida con un fondo rocoso y primariamente algas coralinas. Los intestinos de los individuos de la bahía y localidades protegidas esaban llenos de alimento, mientras aquéllos de los individuos de las localidades expuestas estaban vacíos con pocas excepciones. El diámetro medio horizontal y los pesos corporales húmedos eran mayores en la bahía y localidades protegidas qe en la localidad expuesta. Comparaciones de las 3 poblaciones usando las técnicas de regresión modelo II revelaron diferencias no significativas entre el diámetro horizontal y el peso húmedo corporal, la longitud y peso de la semipirámide y de la rótula de la linterna de Aritóteles, y la longitud y ancho de las espinas en relación al tamaño corporal entre localidades. Ya sea que las diferencias en los niveles de disponibilidad de alimento e hidrodinámica fueron demasiado pequeñas para tener un efecto, o bien *T. niger* es una especie tolerante al estrés que tiene poca capacidad para la plasticidad fenotípica.

PALABRAS CLAVES: Equinoídeos, linterna de Aristóteles, plasticidad fenotípica.

INTRODUCTION

Differences in characteristics of populations have continued to fascinate biologists, for their innate interest as well as the possibility of obtaining insight into both the basis of the response of

*Department of Biology, University of South Florida, Tampa.
**Departamento Biología Marina, Universidad Católica del Norte, Coquimbo.

characteristics of individuals and populations to the environment and their consequences. Both biotic and abiotic factors have been implicated. Thompson (1942) concluded the shape of regular echinoids was affected by the level of hydrodynamics, the flattening of individuals in high hydrodynamic environments produced by the increased pull of the tube feet in attaching the individual to the substratum. Moore (1934, 1935, 1937), the first to characterize differences in populations of an echinoid, acknowledged hydrodynamics were at least a partial explanation for the differences in the test of *Echinus esculentus*. However, he emphasized the importance of food availability as a factor in determining the thickness of the test, and attributed the differences in body size and production, to food availability. The interest in variation in echinoids attained a new level when Ebert (1980) reported an inverse relation between relative lantern size in *Diadema antillarum* and *Strongylocentrotus purpuratus* and food availability, and hypothesized it was adaptive and an example of phenotypic plasticity (Gotthard & Nylin 1995).

Tetrapygus niger is an arbacioid abundant in the littoral of Chile with a distribution from north Peru to the Straits of Magellan (Larrain 1975). *Tetrapygus niger* are found in three very distinct habitats near Coquimbo. Here we document the characteristics of the test, spines, and Aristotle's lantern of individuals from these three populations to answer the question whether phenotypic plasticity occurs.

MATERIALS AND METHODS

Tetrapygus niger were collected 8-15 December 1994 at Playa el Frances (n = 50), a small semi-exposed bay in which the substrate is mainly boulder and sand and with crustose coralline algae and macroalgae; at La Puntilla de El Panul (n = 50), a very exposed site with a rocky bottom and only coralline algae; and at the pier in La Herradura Bay (n = 52), a protected site with a rocky bottom and primarily coralline algae. The individuals were weighed and the horizontal diameter measured. The length and midpoint thickness of a spine from the ambitus was measured. The length and weight of a rotula and a demipyramid of the Aristotle's lantern were measured.

Among-sites means were compared statistically at an $\mu = 0.05$ by using the Kruskal-Wallis ANOVA on ranks procedure (Sokal & Rolf 1981). The group or groups that differed were isolated by post-hoc testing with Dunn's pairwise multiple comparison procedure (Howell 1987). The allometric relations between the horizontal diameter and wet body-weight, the length and weight of the rotula and demi-pyramid, and the length and width of the spines were evaluated using Model II regression techniques on log-transformed data as done by Lawrence *et al.* (1995).

RESULTS

The guts of individuals from Playa el Frances and La Herradura were full of food, while those of individuals from El Panul were empty with few exceptions. The individuals from Playa el Frances and La Herradura had larger horizontal diameters and wet body-weights than those at El Panul (Table 1). The individuals from La Herradura had the greatest variation in size.

TABLE 1. *Tetrapygus niger*. Horizontal diameter (mm) and wet body-weight (g) of individuals from Playa el Frances, El Panul, and La Herradura (mean ± 1 SD). Values with the same letter are not significantly different from one another ($p<0.001$).

	Horizontal Diameter	Wet Body-Weight
Playa El Francés	50 ± 7	76 ± 28
El panul	48 ± 6	46 ± 15
La Herradura	72 ± 31	88 ± 42

The slopes of the horizontal diameter to the body weight, the rotula, and the demi-pyramid were greater than one, but less than one for the spine length and width for all populations (Table 2). Although the slopes varied, always least for the population at La Herradura, none were significantly different at the 0.05 level (Table 3).

TABLE 2. *Tetrapygus niger*. Slope (mean, standard error, and standard deviation) of the allometric relations of the horizontal diameter (HD), wet body-weight (BW), spine length (SL), spine width (SW), rotula length (RL), rotula weight (RW), demi-pyramid length (D-p L), and demi-pyramid weight (D-p W) at Playa El Francés (1), El Panul (2), and La Herradura (3).

	HD vs BW	HD vs SL	HD vs SW	HD vs RL	HD vs RW	HD vs D-p L	HD vs D-p W
1							
m	2.791	0.303	0.178	1.100	3.650	2.043	3.350
se	0.064	0.007	0.016	0.025	0.084	0.047	0.077
s	0.046	0.005	0.011	0.018	0.060	0.033	0.055
2							
m	2.509	0.297	0.956	1.033	3.174	1.949	2.577
se	0.057	0.006	0.022	0.023	0.073	0.045	0.059
s	0.041	0.004	0.015	0.017	0.052	0.032	0.042
3							
m	1.261	0.186	0.266	0.575	1.380	1.003	1.185
se	0.029	0.004	0.006	0.013	0.031	0.023	0.027
s	0.020	0.003	0.004	0.009	0.022	0.106	0.019

TABLA 3. *Tetrapygus niger*. Z. scores of the comparison of the allometric relations of the horizontal diameter (HD), wet body-weight (BW), spine length (SL), spine width (SW), rotula length (RL), rotula weight (RW), demi-pyramid length (D-p L), and demi-pyramid weight (D-p W) at Playa El Francés (1), El Panul (2), and La Herradura (3). Scores <1.95 indicates signicant difference at the 0.05 level.

	HD vs BW	HD vs SL	HD vs SW	HD vs RL	HD vs RW	HD vs D-p L	HD vs D-p W
1vs 2	9.99	4.39	16.32	7.65	11.43	6.65	15.63
1 vs 3	26.60	21.16	29.32	24.22	29.09	25.29	29.91
2 vs 3	24.91	20.72	32.52	23.09	27.17	24.50	26.33

DISCUSSION

Despite the apparent differences in hydrodynamics and food availability in the habitats, *Tetrapygus niger* from the three populations did not differ in body form or relative dimensions of the spines and Aristotle's lantern. This could be due to a higher threshold for *T. niger* in contrast to other species in which a response has been found, or to a complexity of both environmental factors that interact. Another problem is the lack of replication. Constable (1989) pointed out studies on phenotypic plasticity in echinoids have not had sufficient replication to differentiate the effects of food availability from hydrodynamics. The flat *Echinometra lucunter* in intertidal sites with a high level of hydrodynamics also have low food availability (Lewis & Storey 1984).

Baron (1991) developed a model suggesting alteration of growth gradients by environmental influences, so the ultimate height:diameter attained decreases as relative tube-foot load increases. Philippi & Nachtigall (1996) concluded the flattening of the test results from the mechanical activity of the tube feet. The lack of a difference in form that would have been indicated by a change in the body weight:horizontal diameter ratio in *T. niger* may result from an insufficient difference in hydrodynamics. Subtidal *Heliocidaris erythrogramma* actually have more spherical tests in exposed than sheltered areas (Constable 1989). Constable concluded body shape was correlated with food availability and consequent effect on growth, not level of hydrodynamics. With his explanation, *T. niger* at El Puntil with both high hydrodynamics and low food availability should have had a different body weight: horizontal diameter ratio than those of the other populations.

Spine length and thickness are affected by growth, abrasion, and breakage. As no broken or regenerating spines were observed, the lack of differences in spine length and thickness in the three populations of *Tetrapygus niger* indicate abrasion was not different, in contrast with the report of Drummond (1993a) for intertidal *Stomopneustes variolaris*, or growth was not different, in contrast to the suggestion of Black *et al.* (1984) for *Echinometra mathaei*, or they balanced. The relative length of the spines differed in two populations of *Paracentrotus lividus* at similar depths but qualitatively different foods (Régis 1981). Constable (1989) also implicated food availability in the control of spine size, concluding spine thickness would be a useful indicator of level of hydrodynamics only for echinoids with similar growth rates.

The lack of an inverse relation between the relative size of the Aristotle's lantern of *Tetrapygus niger* in populations differing in food availability contrasts with studies reporting the inverse relation with several echinoid species (e.g. Régis 1978, Ebert 1980, Black *et al.* 1982, 1984) and confirmed experimentally for *Diadema antillarum* (Levitan 1991). Rogers-Bennett *et al.* (1995) found a correlation between short spines, small lanterns, and large gonads in a population of *Strongylocentrotus franciscanus*, implying the inverse relation between lantern size and food availability. However, the relative size of the demi-pyramid of three distinct populations of *Strongylocentrotus droebachiensis* did not differ (Lawrence, Bazhin, & Robbins, unpub.). Similarly, Ebert & Russell (1992) found two populations of *Strongylocentrotus franciscanus* had different growth rates, indicating different food availability, but the same relative size of the demi-pyramids. They concluded lantern growth was either more canalized in *S. franciscanus* than in other species or that other environmental factors were involved. The allometry of the demi-pyramid of *S. franciscanus* does differ from that of other strongylocentrotid species (Lawrence *et al.* 1995), so the former is possible.

The lack of differences in body form, the spines, and Aristotle's lantern of *Tetrapygus niger* could also be related to the species' life-history strategy. Ebert (1988) suggested life-history strategies are involved in the allometry, design, and constraints of body components and of shape in echinoids. He specifically designated developmental plasticity for the Aristotle's lantern. However, one would anticipate plasticity to be minimal in echinoid species with a stress-tolerant strategy (Lawrence 1990), which is probably the case for arbacioids such as *T. niger*. Drummond (1993b) pointed out that echinoid species with a conservative, low-risk life history strategy may respond to a lowered food supply by reducing expenditure as an alternative to increasing allocation to the Aristotle's lantern. Actually, the increased relative size of the Aristotle's lantern that

has been reported is the result of an increased allocation to the lantern, but to a decreased allocation to the test (Levitan 1991). Constable (1989) suggested a hierarchy of allocation to echinoid body components which seems valid: Both the test and Aristotle's lantern grow when food is abundant. The resource requirements for growth of the Aristotle's lantern are not great but of high priority. The test does not grow, or is resorbed, but the Aristotle's lantern continues to grow until food becomes very limiting.

REFERENCES

BARON, CJ. 1991. The structural mechanics and morphogenesis of extant regular echinoids having rigid tests. PhD Thesis, University of California, Berkeley, 270 pp.

BLACK R, JOHNSON MS. AND TRENDALL JT. 1982. Relative size of Aristotle's lantern in *Echinometra mathaei* occurring at different densities. Mar. Biol. 71: 101-106

BLACK R, CODD C, HEBBERT D. VINK S, AND BURT J. 1984. The functional significance of the relative size of Aristotle's lantern in the sea urchin *Echinometra mathaei* (de Blainville). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 77: 81-97

CONSTABLE, AJ. 1989. An investigation of resource allocation in the sea urchin, *Heliocidaris erythrogramma* (Valenciennes). PhD Thesis, University of Melbourne, Parkville, 147 pp.

DRUMMOND, AE. 1993a. Exposure to wave action: some consequences for the se urchin *Stomopneustes variolaris* on the Natal coast. S. Afr. J. Zool. 28: 198-201.

DRUMMOND, AE. 1993b. Studies on the biology of three species of sea urchin (Echinodermata: Echinoidea), on the South African east coast. Ph.D. Thesis, University of Natal, Pietermaritzburg, 185 pp.

EBERT, TA. 1980. Relative growth of sea urchin jaws: an example of plastic resource allocation. Bull. Mar. Sci. 30: 467-474.

EBERT, TA. 1988. Allometry, design and constraint of body components and of shape in sea urchins. J. Nat. Hist. 22: 1407-1425.

EBERT, TA, RUSSELL, MP. 1992. Growth and mortality estimates for red sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus* from San Nicholas Island, California. Mar. Ecol. Prog. Ser. 81: 31-41.

GOTTHARD, K AND NYLIN, S. 1995. Adaptive plasticity and plasticity as an adaptation: a selective review of plasticity in animal morphology and life history. Oikos 74: 3-17.

HOWELL, DC. 1987. Statistical Methods for Psychology. 2nd edition. Duxbury Press, Boston, 636 pp.

LARRAIN PRAT, AP. 1975. Los equinoiídeos regulares fósiles y recientes de Chile. Gayana N° 35.

LAWRENCE, JM. 1990. The effect of stress and disturbance on echinoderms. Zool. Sci. 7: 17-28.

LAWRENCE, JM, ROBBINS BD. AND BELL SS. .1995. Scaling of the pieces of the Aristotle's lantern in five species of *Strongylocentrotus* (Echinodermata: Echinoidea). J. Nat. Hist. 29: 243-247.

LEVITAN, DR. 1991. Skeletal changes in test and jaws of sea urchin *Diadema antillarum* in response to food limitation. Mar. Biol. 111: 431-435.

LEWIS, JB. AND STOREY GS. (1984.) Differences in morphology and life history traits of the echinoid *Echinometra lucunter* from different habitats. Mar. Ecol. - Prog. Ser. 15: 207-211.

MOORE, HB. 1934. A comparison of the biology of *Echinus esculentus* in different habitats. Part I. J Mar. Biol. Ass. U K 19: 869-881.

MOORE, HB. 1935. A comparison of the biology of *Echinus esculentus* in different habitats. Part II. J. Mar. Biol. Ass. U K 20: 109-128.

MOORE, HB. 1937. A comparison of the biology of *Echinus esculentus* in different habitats. Part III. J. Mar. Biol. Ass. U K 21: 711-719.

REGIS, MB. 1978. Croissance de deux echinoïdes du Golfe de Marseille (*Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* L. Thesis. Docteur es-Sciences. Université de droit, d'économie et des sciences d'Aix-Marseille, Marseille, 221 pp.

ROGERS-BENNETT, L, BENNETT WA, FASTENAU, HC. AND DEWEES, CH. 1995. Seasonal variation in red-sea urchin reproduction and morphology. Implications for harvest refugia. Ecol. Appl. 5, 1171-1180.

PHILIPPI, V. AND NACHTIGALL W. 1996. Functional morphology of regular echinoid tests (Echinodermata, Echinoidea), a finite-element study. Zoomorphology 116, 35-50.

SOKAL, RR. AND ROLF, RJ. 1981. Biometry. 2nd Edition. WH Freeman & Co., NY, 859 pp.

THOMPSON, DW. 1942. On Growth and Form. Cambridge University Press, Cambridge.

Gayana Oceanol. 4(2): 99-107, 1996 ISSN 0716-9655

EFECTO COMBINADO Y RIESGO ECOLOGICO DE LAS CONCENTRACIONES DE Zn, Cu Y Cr PRESENTES EN EL PUERTO DE SAN VICENTE, CHILE

COMBINED EFFECT AND ECOLOGICAL RISK OF Zn, Cu AND Cr PRESENT IN THE SAN VICENTE HARBOR, CHILE

Hernán Gaete, Jeannette Silva, Any Riveros, Edgardo Soto, Lilian Troncoso, Enrique Bay-Schmith y Alberto Larrain*

RESUMEN

La Bahía de San Vicente (VIII Región, Chile) es un área costera de múltiples usos, que ha experimentado un aumento en las concentraciones de algunos metales pesados. En relación a esta situación, en esta investigación se evaluó el riesgo ecológico de Zinc, Cromo y Cobre presentes en el Puerto de San Vicente y se determinó la existencia y tipo de interacción entre estos metales en distintas combinaciones. Para ello se estimaron los valores de $CL(E)_{50}$ de cada metal para *Artemia salina* (Linnaeus, 1758), *Austromenidia laticlavia* (Valenciennes, 1835) y *Arbacia spatuligera* (Valenciennes, 1846) a través de ensayos de toxicidad estandarizados y posteriormente se realizaron los experimentos de interacción con estas mismas especies. Además se determinaron las concentraciones de Zn, Cr y Cu presentes en la columna de agua en dos estaciones del Puerto de San Vicente. Los resultados muestran que los valores de $CL(E)_{50}$ encontrados para las tres especies están por sobre las concentraciones de los metales detectados en las estaciones muestreadas, lo que indica que el riesgo ecológico es bajo al considerar los agentes químicos en forma individual. Sin embargo, existen distintos tipos de interacción que varían según los elementos en mezcla y la sensibilidad de las especies. En relación a esto, Cu+Zn y Zn+Cr producen efectos más que aditivos sobre *A. spatuligera*; en tanto que estas mismas mezclas fueron menos que aditivas en *A. salina*. En *A. laticlavia* las combinaciones Cu+Zn y Cu+Cr fueron también menos que aditivas. Estos resultados sugieren la importancia de establecer criterios de calidad ambiental considerando las mezclas de los agentes químicos que se encuentran en los ecosistemas naturales como también considerar una batería de especies representativas de los diferentes niveles tróficos.

PALABRAS CLAVES: Riesgo ecológico, Interacción entre metales, Ensayos de toxicidad, Unidades tóxicas.

*Laboratorio de Bioensayos. Universidad de Concepción. Casilla 2407. Concepción, Chile. E-mail: hgaete@halcon.dpi.udec.cl

ABSTRACT

San Vicente Bay (VIII administrative region of Chile) is an coastal area of multiple use, that has experienced an increase in heavy metal concentrations. In this investigation the ecological risk of Zinc, Chromiun and Copper, present in the San Vicente Harbor was evaluated, and the type of interactions between these metals in different combinations were determined. The $L(E)C_{50}$ values of each metal for *Artemia salina*, *Austromenidia laticlavia* and *Arbacia spatuligera* through standarized bioassays were estimated. Experiments with the same species subject to combination of these metal were realized. The concentrations of Zn, Cr and Cu in receiving waters in two stations of San Vicente Port were measured. The results show that the $L(E)C_{50}$ values found for the three species are above the concentrations of these metals in the water samples from San Vicente Port. This means that the ecological risk for these metals is low. However, there are different types of interactions that varied according to the elements in the mixture and the sensibility of the species. There are additive effects between Cu+Zn and Zn+Cr in *A. spatuligera*, while the same mixtures are less than additive in *A. salina*. The combinations Cu+Zn and Cu+Cr were also less than additive in *A. laticlavia*. These results suggest the importance of the establishment of environmental quality criteria considering mixtures of chemical compounds found in natural ecosystems. Likewise it is important to consider a battery of species of different trophic levels for monitoring environmental toxicity.

KEYWORDS: Ecological risk, Interaction of metals, Toxicity bioassays, Receiving waters, Toxic units.

INTRODUCCION

Uno de los aspectos importantes en los estudios ecotoxicológicos es evaluar el efecto que tienen los agentes químicos contaminantes sobre

los organismos que habitan los diferentes ecosistemas (Van Leeuwen, 1990). A través de estos estudios se establecen los criterios de calidad para la protección de la vida acuática, los que posteriormente se utilizan para determinar los estándares de calidad ambiental para cada agente químico en forma individual. Sin embargo, los contaminantes en el ambiente se encuentran en mezcla y se ha señalado que entre los factores que pueden afectar la toxicidad de éstos en el ambiente está la presencia de otros contaminantes (Abel, 1989; Gaete & Paredes, 1996; Martínez *et al.*, 1995). Por lo tanto, se han cuestionado los criterios de calidad ambiental basados en elementos químicos individuales a través de determinar sólo sus concentraciones en el medio (Swartz *et al.*,1981). Como una manera de enfrentar este problema, se ha propuesto el uso de los bioensayos de toxicidad, los cuales miden el efecto letal o subletal que producen los contaminantes sobre los organismos. Estos son una herramienta muy efectiva para evaluar las alteraciones ambientales y establecer algunos parámetros de control (Larrain, 1995).

En particular, la Bahía de San Vicente (36° 44'S, 73°09'O) es un área costera de múltiples usos, que ha experimentado un enriquecimiento por metales pesados, entre los que se destacan el Cu y Zn en áreas con sedimentos finos y alto contenido de materia orgánica y Cr en lugares de sedimentos con arenas más gruesas y menor contenido de materia orgánica (Ahumada, 1992). En general, es un área que presenta un fuerte deterioro de las comunidades biológicas. Estudios realizados por Carrasco (1992) señalan que una de las posibles causas de esta situación sea el aporte de mezclas complejas de contaminantes provenientes de los efluentes industriales del sector. Esto plantea la posibilidad de que estén ocurriendo interacciones entre los contaminantes en la Bahía de San Vicente que pueden, entre otros factores, estar afectando a las comunidades biológicas. En relación a lo anterior, en esta investigación se propuso determinar el riesgo ecológico del Zn, Cr y Cu presentes en la Bahía de San Vicente y examinar la existencia y tipo de interacción entre las diferentes combinaciones de estos metales. Para ello se realizaron bioensayos de toxicidad estandarizados, utilizando como sustrato biológico a *Austromenidia laticlavia*, *Artemia salina* y *Arbacia spatuligera*.

MATERIALES Y METODOS

Todos los ensayos fueron realizados en el Laboratorio de Bioensayos del Departamento de Zoología, Universidad de Concepción, entre junio de 1995 y abril de 1996.

1. Organismos de ensayo

Para realizar los ensayos de toxicidad con *Austromenidia laticlavia* (pejerrey marino) se utilizaron larvas entre 10 y 20 días de edad, a partir de ovas traídas para estos efectos al laboratorio, desde la localidad de Lenga (VIII Región de Chile). Las ovas fueron mantenidas a una temperatura de 13° C en agua de mar continuamente aireada hasta la eclosión de éstas. A partir del 5° día de eclosión, se alimentaron diariamente con nauplii de *Artemia* sp. vivas y harina de pescado (finamente molida) hasta su utilización en los bioensayos. Sólo se utilizaron larvas con comportamiento normal. El efecto que se evaluó fué la mortalidad.

Para los ensayos de toxicidad con el erizo *Arbacia spatuligera*, los ejemplares adultos fueron colectados en la Bahía de Coliumo (36°32'S, 72°56'W), ubicada en la VIII Región de Chile, y mantenidos en acuarios de 80 L con aireación continua hasta ser utilizados en los experimentos de fecundación. Sus gametos fueron utilizados para evaluar la inhibición de la fecundación en agua de mar con contaminantes específicos y en muestras de aguas receptoras.

Con respecto a los ensayos con *Artemia salina* (microcrustáceo anostrácodo), se utilizó el 2° estado naupliar, el cual se obtuvo en el laboratorio bajo condiciones fisicoquímicas estándares en 48 horas a partir de cistos (Creasel, Bélgica), en estado latente. Estas larvas no necesitaron alimentarse previo a su utilización en las pruebas de toxicidad. Se evaluó el porcentaje de mortalidad de los organismos expuestos a las diferentes concentraciones de los compuestos estudiados.

2. Agua control

Se utilizó agua de mar filtrada (5 μm), tanto en la mantención de los organismos como en la realización de las pruebas de toxicidad. Esta fue obtenida desde la Estación de Biología Marina de la Universidad de Concepción en Dichato, lugar ubicado en la costa de la Bahía de Coliumo.

3. PRUEBAS DE TOXICIDAD

3.1. *AUSTROMENIDIA LATICLAVIA*

Los ensayos con *Austromenidia laticlavia* fueron realizados exponiendo las larvas a distintas concentraciones de sales de Cr ($K_2Cr_2O_7$), Cu ($CuSO_4$), Zn ($ZnSO_4$) y agua control por 48 horas, sin alimentación. Se utilizó 4 réplicas con 10 ejemplares por réplica haciendo un total de 40 organismos por concentración. Posteriormente se contabilizaron los ejemplares muertos en cada concentración y se estimó la CL_{50} - 48 h (concentración en la cual muere el 50% de los organismos expuestos). La metodología utilizada para la realización de estos bioensayos fue la propuesta por US EPA (1987) para *Menidia beryllina*, especie del hemisferio norte.

3.2. *ARBACIA SPATULIGERA*

Para la obtención de los gametos del erizo *Arbacia spatuligera* se seleccionaron 4 hembras y 4 machos sexualmente maduros, los que fueron inducidos eléctricamente con dos electrodos colocados en la región aboral del caparazón (Harvey, 1956) o inducidos con una inyección peritoneal de 3ml de KCl (0,5 M),(Tyler, 1949).

Las pruebas fueron realizadas exponiendo los espermios a distintas concentraciones de sales de Cr ($K_2Cr_2O_7$), Cu ($CuSO_4$), Zn ($ZnSO_4$) y al agua control durante 1 hora. Posteriormente se agregaron los óvulos y se esperó 20 min para que ocurriera el proceso de fecundación. Se terminó la prueba añadiendo formalina (al 10% en agua de mar). Mediante conteo bajo el microscopio se determinó el porcentaje de fecundación para cada concentración probada y de esta manera se obtuvo el CE_{50} - 80 min (concentración en la cual ocurre un 50% de fecundación).

Tanto la obtención de los gametos como la preparación de la suspensión de espermios y óvulos para el bioensayo se realizó de acuerdo a la metodología propuesta por la US EPA (1988) para *Arbacia punctulata*, con algunas modificaciones hechas por los autores para *Arbacia spatuligera*, las que se detallarán a continuación. La suspensión de espermios utilizada en este estudio fue de $7X10^7$ espermios/mL y se preparó directamente a partir del stock de espermios; además éstos fueron incubados por 1 hora a una temperatura de 13°C y no a temperatura ambiente, para asegurar su viabilidad.

3.3. *ARTEMIA SALINA*

Los bioensayos con *Artemia salina* fueron realizados exponiendo nauplii de segundo estado a distintas concentraciones de las sales anteriormente mencionadas, más el agua de control por un período de 24 horas a temperatura y luminosidad controladas. Se trabajó con 3 réplicas, con 10 organismos por réplica. Al término del bioensayo se contabilizaron las nauplii que no presentaron movimiento alguno, presumiéndose su muerte, y se obtuvo la CL_{50} - 24 H para cada compuesto ensayado. La metodología utilizada tanto para el desarrollo de las larvas como en el bioensayo mismo fue la propuesta por Vanhaecke *et al.* (1981) y la US EPA (1993).

4. EXPERIMENTOS DE INTERACCION

Los experimentos de interacción se realizaron utilizando para ello las sales de los metales en todas las combinaciones posibles. Los ensayos se realizaron con las tres especies mencionadas anteriormente, utilizando la metodología estándar para cada una de las especies. Se combinaron pares de compuestos formados por (Cr+Cu, Cr+Zn, Cu+Zn) y la combinación de estos 3 metales (Cr+Cu+Zn) a la forma de sales. Las concentraciones ensayadas para las distintas combinaciones se hicieron tomando en cuenta la $CL(E)_{50}$ obtenida anteriormente para cada uno de los compuestos en forma individual. Esta concentración fue considerada como el 100% en las diferentes combinaciones utilizadas, a partir de las cuales se hicieron diluciones al 75%, 50%, 25% y 12,5%, en combinaciones equitóxicas (iguales relaciones porcentuales de los agentes químicos en mezcla). A partir de los resultados obtenidos en los experimentos de interacción para cada una de las combinaciones, se obtuvieron las nuevas $CL(E)_{50}$. Finalmente estos valores se transformaron a unidades de toxicidad (UT) y se determinó el tipo de interacción aplicando los modelos de aditividad para pares de compuestos propuestos para Calamari y Vighi (1990); y para combinaciones de más de dos compuestos, de Könemann (1981).

5. MUESTREO Y SITIO DE ESTUDIO

Para la determinación de las concentraciones de Zn, Cr y Cu se tomaron muestras de agua en la Bahía de San Vicente, en febrero de 1996. Para ello se consideraron dos estaciones cerca del

Puerto (Fig.1) y se tomaron muestras a tres profundidades (superficie, 6 m y 12 m). El criterio para la selección de las estaciones de muestreo se hizo de acuerdo a Ahumada (1993), quien señala que en estas estaciones se encontrarían las mayores concentraciones de estos metales, debido a que los agentes contaminantes no necesariamente se concentran en los puntos o las fuentes fijas de emisión, lo que se explicaría por la dinámica propia de la Bahía de San Vicente.

6. ANALISIS ESTADISTICO

Los resultados obtenidos en todos los ensayos de toxicidad fueron analizados a través del programa estadístico PROBIT (US EPA, 1988), que consiste en un método paramétrico para el cálculo de los valores de CL_{50} o CE_{50} y su intervalo de confianza.

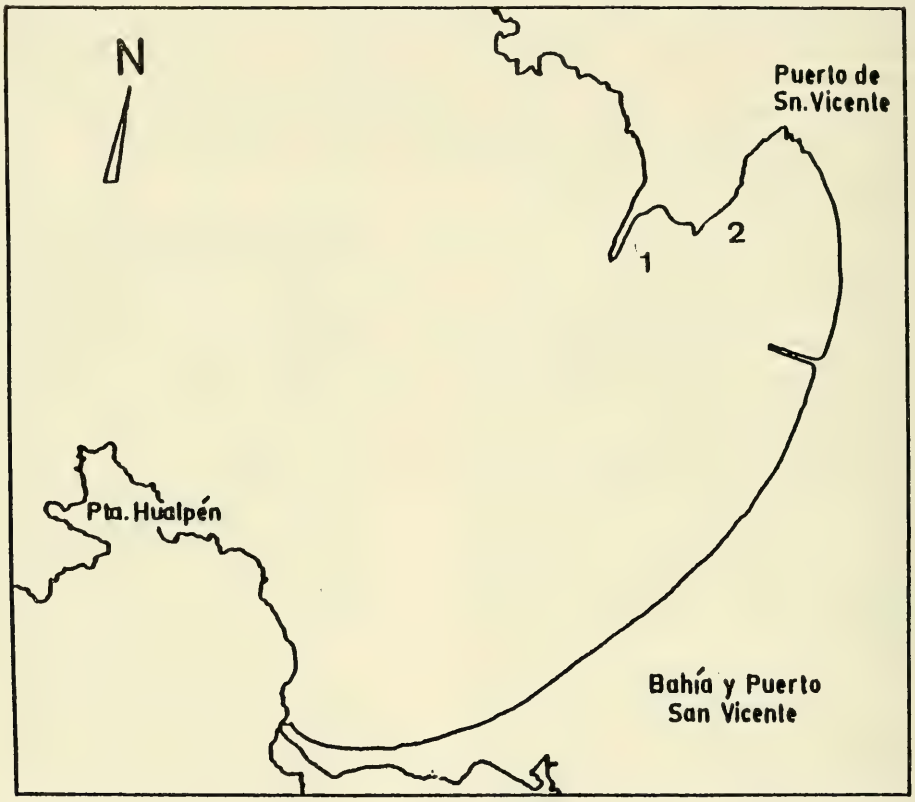


FIGURA 1. Mapa de la Bahía de San Vicente.

RESULTADOS

1. SENSIBILIDAD DE LAS ESPECIES ESTUDIADAS

Los resultados de los bioensayos realizados con Zn, Cr y Cu en forma individual con las tres especies estudiadas se muestran en la Fig. 2. En ella se observa que la sensibilidad de las tres especies varía significativamente dependiendo del tipo de agente químico a la que esté expuesta. En relación al Cr, la especie más sensible fue *Artemia salina*, con un CL_{50} de 17,75 mg/L; en tanto que para el Cu, la mayor sensibilidad la presentó *Austromenidia laticlavia*, con un CL_{50} de 0,058 mg/L. Con respecto al Zn, la especie que presentó mayor sensibilidad al efecto tóxico de este compuesto fue *Arbacia spatuligera*, con un EC_{50} de 2,17 mg/L.

2. ANALISIS DE LAS MUESTRAS DE AGUA DEL PUERTO DE SAN VICENTE

Se observa que el Cu es el que presenta las menores concentraciones, no siendo detectado en algunas estaciones. En el caso del Zn las concentraciones más altas se encontraron en superficie, en tanto que las concentraciones de Cr fueron mayores a los 12 m de profundidad (Tabla I).

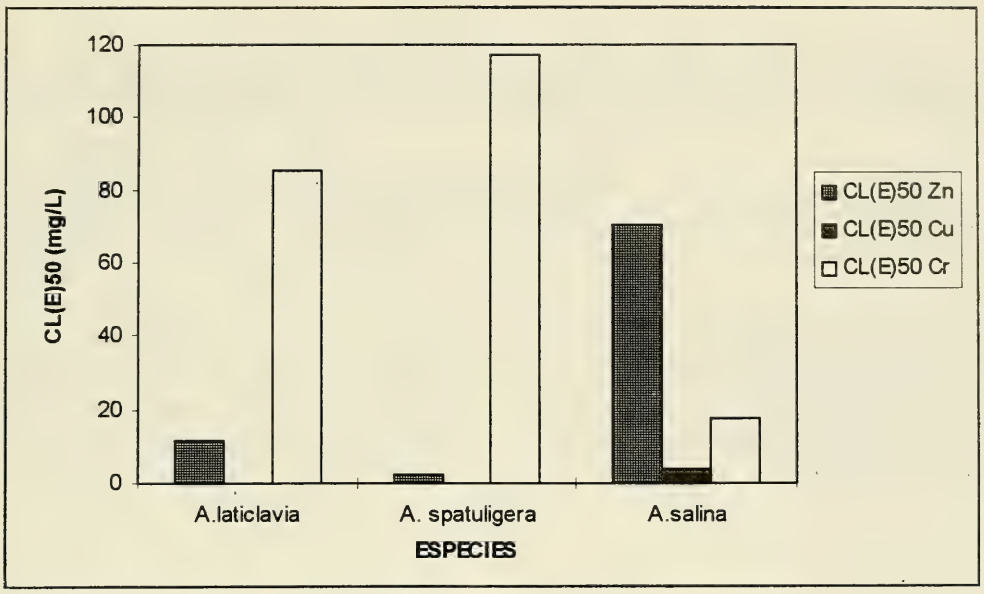


FIGURA 2. Sensibilidad al Zn, Cr y Cu en las distintas especies estudiadas.

TABLA I. Valores de concentraciones del Zn, Cr y Cu detectados en la columna de agua del Puerto de San Vicente, febrero 1996.

Estación	Cr (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Est. 1 (sup.)	0,001	n.d.	0,018
Est. 1 (6 m)	n.d.	n.d.	0,015
Est. 1 (12m)	0,029	n.d.	0,006
Est. 2 (sup.)	n.d.	0,01	0,019
Est. 2 (6m)	n.d.	n.d.	0,015
Est. 2 (12 m)	0,053	0,001	0,007

n.d.= no detectado.

3. EVALUACION DEL RIESGO ECOLOGICO

Al comparar los valores de CL_{50} de los ensayos de toxicidad con los diferentes metales para *Artemia salina* (Zn: 70,39 mg/L; Cr: 17,75 mg/L y Cu: 4,45 mg/L), *Austromenidia laticlavia* (Zn: 11,73 mg/L; Cr: 85 mg/L; Cu: 0,058 mg/L) y CE_{50} para *Arbacia spatuligera* (Zn: 2,17 mg/L; Cr: 116,98 mg/L; Cu: 0,17 mg/L) con las concentraciones de estos metales detectados a diferentes profundidades en el Puerto de San Vicente, se observa que éstas últimas son significativamente más bajas que las $CL(E)_{50}$ de cada metal para cada una de las especies estudiadas. De acuerdo a lo anterior, el riesgo ecológico es bajo, ya que según los criterios de seguridad internacionales propuestos para las especies acuáticas (Bascietto, 1990), los valores de las concentraciones efectivas ambientales (CEA) del Zn (0,019 ppm), Cr (0,053 ppm) y Cu (0,019 ppm) (Tabla I) detectados en las muestras de agua son menores a 1/10 de los $CL(E)_{50}$ de cada metal en las tres especies estudiadas (Tabla II).

4. EXPERIMENTOS DE INTERACCION

Se encontraron diferentes tipos de interacciones entre estos metales que varían según los elementos en mezcla y la sensibilidad de las es-

TABLA II. Valores de 1/10 $CL(E)_{50}$ de Zn, Cr y Cu para las tres especies estudiadas.

ESPECIE	1/10 CL(E)50 Zn (ppm)	1/10 CL(E)50 Cr (ppm)	1/10 CL(E)50 Cu (ppm)
Artemia salina	7,039	1,8	0,445
Austromenidia laticlavia	1,173	8,5	0,0058
Arbacia spatuligera	0,2117	11,6	0,017

pecies. En los experimentos de interacción entre pares de metales, se observaron efectos más que aditivos entre Cu + Zn y Zn + Cr en *A. spatuligera*; en tanto que estas mismas mezclas fueron menos que aditivas en *A. salina*. En *A. laticlavia*, las combinaciones Cu + Zn y Cu + Cr fueron también menos que aditivas. En las Tablas III, IV, V se detallan los resultados de los experimentos de interacción para las diferentes especies.

TABLA III. Valores de CE_{50} para cada metal en forma individual, valores de CE50 en % de las diferentes combinacioequitóxicas de los elementos y clasificación del tipo de interacción, según Calamari y Vighi (1990) y Könemann (1981), en *Arbacia spatuligera*.

Metal	CE50 (mg/L)		
Cr	116,98		
Cu	0,17		
Zn	2,17		
Combinaciones		∑ UT	Tipo de interacción
Cu - Cr	90,40%	1,8	Menos que aditivo
Zn - Cr	29,26%	0,56	Más que aditivo
Zn - Cu	21,75%	0,44	Más que aditivo
Zn - Cu - Cr	41,71%	1,25	Adición parcial

TABLA IV. Valores de CL_{50} para cada metal en forma individual, valores de CL_{50} en % de las diferentes combinaciones equitóxicas de los elementos y clasificación del tipo de interacción, según Calamari y Vighi (1990) y Könemann (1981), en *Austromenidia laticlavia*.

Metal	CL50 (mg/L)		
Cr	85,08		
Cu	0,058		
Zn	11,73		
Combinaciones		∑ UT	Tipo de interacción
Cu - Cr	74,47%	1,47	Menos que aditivo
Zn - Cr	65,37%	1,30	Menos que aditivo
Zn - Cu	79,00%	1,58	Menos que aditivo
Zn - Cu - Cr	55,60%	1,67	Adición parcial

TABLA V. Valores de CL_{50} para cada metal en forma individual, valores de CL50 en % de las diferentes combinaciones equitóxicas de los elementos y clasificación del tipo de interacción, según Calamari y Vighi (1990) y Könemann (1981), en *Artemia salina*.

Metal	CL50 (mg/L)		
Cr	17,75		
Cu	4,45		
Zn	70,39		
Combinaciones		∑ UT	Tipo de interacción
Cu - Cr	79,55%	1,6	Menos que aditivo
Zn - Cr	100,25%	2,0	Menos que aditivo
Zn - Cu	57,76%	1,2	Menos que aditivo
Zn - Cu - Cr	33,85%	0,9	Adición parcial

DISCUSION

Los ecosistemas acuáticos se han convertido en receptáculos de una gran cantidad y variedad de agentes químicos, provenientes de las más diversas actividades productivas que se desarrollan en las cuencas de cuerpos de agua dulce como también en las áreas costeras. Esto ha motivado el establecimiento de estándares de calidad para estas aguas, que tiendan a proteger a la biota acuática. Sin embargo, éstos se basan en criterios de calidad de compuestos químicos en forma individual, no considerándose que entre los factores que pueden afectar la toxicidad de los contaminantes están la presencia de otros contaminantes, produciéndose interacciones que pueden ser sinérgicas, aditivas o antagónicas. En este sentido, los resultados de los experimentos de interacción en esta investigación confirman que los efectos tóxicos de los agentes químicos sobre los organismos en los ecosistemas acuáticos podrían ser provocados por las múltiples interacciones con otros agentes químicos. Además, que tales efectos dependen de las diferentes sensibilidades que presentan las especies expuestas a las diversas mezclas de compuestos.

Con respecto a lo anterior; autores como Enserink *et al.* (1991) y Biesinger *et al.* (1986) encontraron que los distintos metales, en mezclas equitóxicas, provocaron efectos tóxicos crónicos en especies como *Daphnia magna* y *Salmo gairdneri*, pero que utilizados individualmente no causaron efectos significativos. Además Enserink *et al.* (op. cit.) encontraron que las mezclas de metales a las máximas concentraciones establecidas por la Dutch Water Quality provocaron efectos adversos significativos sobre los organismos acuáticos. Por otra parte, Gray y Ventilla (1973) encontraron que la acción conjunta del zinc, plomo y mercurio en varias combinaciones afectó la tasa de desarrollo de protozoos marinos, observándose efectos más o menos aditivos dependiendo de las concentraciones ensayadas.

El mecanismo de acción entre los compuestos químicos, y por consiguiente su toxicidad, es muy complejo, ya que éstos actúan a nivel intracelular. Sin embargo, se han realizado algunos estudios al respecto, como el de Salomons y Förstner (1984), quienes sugieren que al unirse el Cu^{++} con la superficie celular disminuiría la carga negativa de ésta, alterando el transporte iónico y por consiguiente su permeabilidad. Esta acción facilitaría el ingreso de otros agentes tóxicos al interior de la célula, afectando negativamente su metabolismo.

En relación al riesgo ecológico, al comparar los valores de $CL(E)_{50}$ de cada una de las especies, con las mayores concentraciones de los metales encontradas en el Puerto de San Vicente, se observa que estas últimas son significativamente más bajas, por lo que según Bascietto *et al.* (1990) el riesgo ecológico que presentan estos metales es muy bajo. Sin ambargo, aunque esto no fue evaluado en la presente investigación, esta

situación podría ser muy diferente en otro compartimento ambiental como son los sedimentos. Según Stumm & Morgan, 1981, los sedimentos presentan concentraciones de metales tres órdenes de magnitud mayor que en el agua de mar.

En general las concentraciones de los metales Cr y Zn detectadas en las muestras de agua provenientes del Puerto de San Vicente corresponden a las encontradas en otras áreas que presentan alta actividad antrópica (Langston, 1990). Sin embargo, no sucede lo mismo con el Cu, ya que las concentraciones detectadas en las muestras de agua fueron muy bajas (1 ppb). Estas concentraciones se podrían explicar, en parte, por el hecho de que las muestras fueron tomadas en verano, época del año en que por la falta de turbulencias ocurre una rápida sedimentación de los metales, acumulándose en los sedimentos. Además, Nimmo *et al.* (1989) informaron que el Cu tiene una alta capacidad para formar complejos con la materia orgánica disuelta en el agua; de hecho, se ha demostrado que las formas predominantes de Cu en agua de mar están bajo la forma de complejos orgánicos. Esto explicaría los bajos valores de Cu encontrados, ya que las estaciones elegidas para el muestreo en el Puerto de San Vicente se caracterizan por ser zonas con alto contenido de materia orgánica (Ahumada, *op. cit.*).

En cuanto a los patrones de distribución vertical del Zn y Cr en la columna de agua, la más alta concentración de Cr se encontró a la mayor profundidad muestreada (12 m), en cambio la de Zn se localizó en la superficie. Al respecto, las variables que explican el balance dinámico de estos metales en el agua de mar, y por tanto sus concentraciones, son: a) las condiciones de polielectrolito del agua de mar; b) contenido de materia orgánica (adsorción en partículas) y c) dinámica de los procesos oceanográficos costeros a escala locales (dilución, difusión, advección) (Duursma, 1978). Lo anterior sugiere que la toxicidad y los riesgos ecológicos de la columna de agua varían en función de la dinámica propia de los agentes químicos presentes, por lo tanto, en el caso de los bioensayos se debería trabajar con muestras de agua integradas.

Estos resultados sugieren la importancia de establecer criterios de calidad ambiental considerando las mezclas de los distintos agentes químicos que se encuentran en los ecosistemas naturales, los cuales deben ser confrontados con las respuestas de los organismos expuestos a las aguas que reciben estos contaminantes.

Las tres especies utilizadas como sustrato biológico en los bioensayos de toxicidad con muestras monoespecíficas y complejas de metales respondieron adecuadamente a los tratamientos. *Artemia salina*, como especie cosmopolita, ha sido ampliamente usada con ese propósito (Persoone, 1991, Vanhaecke *et al.*, *op.cit.*) aun cuando no habita ambientes oceánicos. *A. spatuligera* y *A. laticlavia*, especies de considerable distribución en la costa chilena, muestran niveles de sensibilidad superiores a *Artemia* en dos de los metales ensayados, por lo que constituyen un complemento que debe estar presente en las evaluaciones de ecotoxicidad de aguas costeras del país.

CONCLUSIONES

Los niveles de concentración encontrados en la columna de agua en el Puerto de San Vicente están muy por debajo de los CE_{50} y CL_{50} estimados mediante bioensayos de toxicidad en el laboratorio para cada una de las especies estudiadas, por lo que su riesgo ecológico es bajo.

A pesar de que el riesgo ecológico de los metales estudiados es bajo en la columna de agua, puede no ocurrir lo mismo en los sedimentos, ya que éstos acumulan concentraciones mucho más altas de estos metales.

El tipo de interacción entre los agentes químicos depende de la sensibilidad de las distintas especies y de las distintas combinaciones entre ellos.

Dada la diferente sensibilidad de las especies a los agentes químicos, en cualquier evaluación ecológica se debe tomar en cuenta una batería de especies que pertenezcan a distintos niveles tróficos para tener una visión más amplia del problema.

Se recomienda utilizar los bioensayos de toxicidad con las tres especies estudiadas como una herramienta adecuada para medir la toxicidad de diferentes tipos de contaminantes que se descargan en los medios ambientes costeros chilenos y para monitorear la calidad de las aguas receptoras de estos contaminantes.

AGRADECIMIENTOS

Investigación financiada por el Proyecto FONDEF 2-72.

BIBLIOGRAFIA

ABEL, P.D. 1989. Water Pollution Biology. Cap. 4. The toxicity of pollutants to aquatic organisms. Ellis Horwood, 231 pp.

AHUMADA, R. 1992. Patrones de distribución espacial de Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb en sedimentos superficiales de Bahía San Vicente, Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 27(2): 265-282.

BASCIETTO, J., HINCKLEY D., PLAFKIN J. & M. SLIMAK. 1990. Ecotoxicity and ecological risk assessment: Regulatory applications at EPA. Environ. Sci. Technol., Vol. 24, N° 1, pp.10-15.

BIESINGER K.E., CHRISTENSEN, G.M. Y J.T. FIANDT. 1986. Effects of metal salt mixture *Daphnia magna* reproduction. Ecotoxicology and Environmental safety, 11. 9-14.

CALAMARI, D. Y M. VIGHI. 1991. Scientific basic for the assessment of toxic potential of several chemical substances in combination at low level. Institute of Agricultural Entomology, University of Milan. Final Report.

CARRASCO, P. 1992. Aspectos generales sobre recursos y contaminación en la VIII Región. COREMA, Intendencia Región del Bío-Bío, 115 pp. (no publicado).

DUURSMA, E.K. 1978. Migration in the seabed: some concepts. pages 179:188. *In*: Biogeochemistry of estuarine sediments. Proceedings of a UNESCO/SCOR Workshop, Bélgica, 1976. 293 pp.

ENSERINK, E.L., MAAS DIEPEVEEN, J.L Y C.J. VAN LEEUWEN. 1991. Combined effects of metals; an ecotoxicology evaluation. Water Res. 25, 679-687.

GAETE, H. Y K. PAREDES. 1996. Toxicidad de mezclas de contaminantes químicos sobre el cladócero *Daphnia magna*. Vol. 12 N° 1. Revista Internacional de Contaminación Ambiental (en prensa).

GRAY, J.S. Y R.J. VENTILLA. 1973. Growth rates of sediment-living marine protozoan as a toxicity indicator for heavy metals. Ambio 2, 118-121.

HARVEY, E.B. 1956. The American Arbacia and other sea urchins. Princeton, N.J.: Princeton University Press, 298 pp.

KÖNEMANN, H. 1981. Fish toxicity tests with mixtures of more than two chemicals: a proposal for a quantitative approach and experimental results. Toxicol, 19: 229-238.

LANGSTON W.J. 1990. Toxic effects of metals and the incidence of metal pollution in marine ecosystems. *In*: Furness, R. & P. Rainbow (eds.). Heavy metals in the marine environment. CRC Press, Inc, London, 103 pp.

LARRAIN, A. 1995. Criterios ecotoxicológicos para evaluar alteraciones ambientales y establecer parámetros de control: importancia de los bioensayos de toxicidad. Cienc. Tec. Mar, CONA (N° Especial): 39-47.

MARTINEZ L., C. GERMAN, B. RAMIREZ Y Y. GALAR. 1995. Efecto del carbaril y del plomo sobre fenoles, clorofila y proteínas de la microalga *Ankistrodesmus falcatus*. Rev. Lat-Amer. Microbiol. 37: 93-99.

NIMMO, M., C. VAN DEN BERG Y J. BROWN.1989. The chemical speciation of dissolved nickel, copper, vanadium and iron in Liverpool Bay, Irish Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 29(1): 57-74.

PERSOONE, G. 1991. Cyst - based Toxicity Test:ï.- A promising new Tool for rapid and cost effective toxicity sceening of Chemicals and Effluents. Zeitschrift für Angewandte Zoologie 78(2): 235-241.

SALOMONS W. Y V. FÖRSTNER. 1984. Metals in the hydrocicle. Springer-Verlag, Berlin, 349 pp.

STUMM, W Y J.J. MORGAN. 1981. Aquatic Chemistry. An introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. 2 nd De., John Wiley & Sons, New York- 780 pp.

SWARTZ, R.C., P.F. KEMP, D.W. SCHULTS, Y J.O. LAMBERSON. 1981. Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod, Rhepoxinius abronius. Environ. Toxicol. Chem. 7: 1013-1020.

TYLER, A. 1949. A simple, non - injurios method for inducing spawning of sea urchins and sand dollars. Collect. Net., 19: 19-20.

US EPA. 1987. Methods for spawning, culturing and conducting Toxicity Test with early life stages of four Atherinid Fishes: the Inland Silverside, *Menidia beryllina*, Atlantic Silverside, *M. menidia*, Tidewater Silverside, *M. peninsulae*, and California Grunion, *Leuresthes tenuis*. D.P. Middaugh, M. J. Hemmer, and L.R. Goodman. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 206460. EPA/600/8-87-004.

US EPA. 1988. Short - Term Methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. 206460. EPA/600/4-87/028.

US EPA. 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 206460. EPA/600/4-90/027F.

VANHAECKE, P., PERSOONE, G., CLAUS, C. Y P. SORGELOOS. 1981. Proposal for a Short - Term Toxicity Test with *Artemia Nauplii*. Ecotoxicology and Environmental Safety 5: 382 -387.

VAN LEEUWEN. 1990. Ecotoxicological effects assessment in the Netherlands: Recent Developments. Environmental Management. Vol. 14. N° 6: 779-792.

Gayana Oceanol. 4(2): 109-116, 1996 ISSN 0716-9655

ANALISIS MALACOLOGICO DE UN YACIMIENTO DE LA CULTURA HUENTELAUQUEN IV REGION, CHILE

MALACOLOGICAL ANALYSIS OF AN ARCHEOLOGICAL SITE FROM HUENTELAUQUEN CULTURE, IV REGION (CHILE)

Julio A. Vásquez*, David Véliz* & Rodolfo Weisner**

RESUMEN

Se estudió la riqueza de especies y la abundancia relativa de los organismos marinos presentes en la dieta de poblaciones humanas costeras pertenecientes a la Cultura Huentelauquén, a través de un análisis estratigráfico de un yacimiento costero. Se determinó la presencia de 7 especies de gastrópodos (*Scurria parasitica*, *Fissurella costata*, *F. crassa*, *F. limbata*, *Prisogaster niger*, *Concholepas concholepas* y *Oliva peruviana*), 2 de bivalvos (*Mesodesma donacium* y *Perumytilus purpuratus*), 4 de poliplacóforos (*Acanthopleura echinata*, *Chiton latus*, *Tonicia* sp. y un indeterminado), un echinoideo (*Loxechinus albus*) y vértebras de roedores. Todas las especies encontradas pertenecen a áreas intermareales expuestas, con la excepción de *Mesodesma donacium*, bivalvo característico de playa de arena de alta dinámica de sedimento. La presencia de una mayor abundancia en número y biomasa de organismos en capas intermedias del conchal, sugiere una variación temporal de la abundancia y/o cambios en las preferencias alimentarias de estas poblaciones. En particular, el aumento de gastrópodos hacia las capas superiores sugiere cambios climáticos más que cambios en las preferencias dietarias. Por la ausencia de organismos propiamente submareales, se infiere que estas poblaciones eran sólo recolectoras del litoral y que estos organismos suplementaban su dieta, compuesta principalmente de organismos (plantas y animales) terrestres.

PALABRAS CLAVES: Antropología, Dieta, Análisis Estratigráfico, Huentelauquén, Chile.

ABSTRACT

Species richness and abundance of marine fauna in the diet of human population from Huentelauquén Culture (10.000 years B.P.), were studied throughout the stratigraphic analysis of a coastal archeological site. Seven species of gastropods (*Scurria parasitica*, *Fissurella costata*, *F. crassa*, *F. limbata*, *Prisogaster niger*, *Concholepas concholepas* and *Oliva peruviana*), two species of bivalves (*Mesodesma donacium* and *Perumytilus purpuratus*), four chitons (*Acanthopleura echinata*, *Chiton latus*, *Tonicia* sp. and one unidentified species), one sea urchin (*Loxechinus albus*) and vertebrae of small rodents were found. All these species are distributed in exposed rocky intertidal habitats, with the exception of *Mesodesma donacium*, wich inhabits sandy beaches with high dynamics of sediments. High biomass and number of individuals in intermediate layers suggest temporal variation in the abundance and changes in the dietary preferences. In particular, the increase at gastropods toward upper layers suggest climatic changes instead changes in the diet preferences. By the lacking of proper subtidal organisms, it is inferred that these populations were only littoralharvesters and that these organisms supplement their diet, composed mainly of land (plants and animals) organisms.

KEYWORDS: Anthropology, Diet, Stratigraphic Analysis, Huentelauquén, Chile.

INTRODUCCION

El estudio del poblamiento temprano del semiárido de Chile requiere de un exhaustivo trabajo en torno a la definición de etapas de desarrollo del Estado Arcaico, su paleoambiente, su biodiversidad y las delimitaciones de las áreas de distribución de los fenómenos poblacionales que determinaron las bases y sustento del posterior desarrollo poblacional indígena de esta área del norte de Chile.

El Estadio Arcaico se entiende como un fenómeno poblacional posterior a la ocupación paleoindia final, con desarrollos regionales de pueblos provenientes de la vertiente oriental de

*Departamento de Biología Marina, Universidad Católica del Norte, Casilla 117 Coquimbo, Chile.
**Casilla 574, Santiago. Chile.

la Cordillera de los Andes y de múltiples oleadas litorales. En conjunto, estas poblaciones formaron grupos consolidados con tendencias a la utilización de áreas y recursos costeros litorales, fenómeno que culmina con el advenimiento de grupos de tradición agro-alfarera Molle. Estos grupos dicen relación con economías de subsistencia basadas en la caza, en la recolección de especies terrestres y marinas, la pesca y posiblemente el desarrollo de algún tipo de agricultura incipiente (Weisner, 1986).

Uno de los grupos de consolidación y de distribución costera es el Grupo o Cultura Huentelauquén (Iribarren, 1961). Los parámetros cronológicos indican antigüedades iniciales alrededor de 10.000 AP como inicios de esta Cultura y el 7900 AP como fecha de término. En este contexto la Cultura Huentelauquén habría comprendido la etapa de desarrollo denominado Arcaico Temprano, ubicado entre los inicios del Holoceno y el Holoceno Medio (Silva & Weisner, 1972-73). Esta Cultura pobló gran parte de la costa chilena entre Antofagasta (Sitio Las Conchas, Llagostera com. personal) y Pichidangui, en la desembocadura del río Quilimari (Silva & Weisner, 1972-1973; Weisner, 1986).

Se caracterizó por la construcción de figuras líticas geométricas, en forma de polígonos, discos con ranuras y discos perforados, cuyo significado supone cierta significancia ritual (Weisner & Llagostera, comunicación personal). Su hábito de vida era nómada, se desplazaban principalmente a lo largo del río Choapa, encontrándose en verano cerca de la cordillera (sitio La Fundición, Cárcamo, Vega del Indio, Cachilluyo y otros) en grupos reducidos (hombres adultos y adolescentes cazando por varios días) y en invierno en planicies costeras, siendo la recolección desde el ambiente costero estacional y suplementaria de una dieta principalmente compuesta por camélidos, micromamíferos y vegetales terrestres.

Los antecedentes sobre la Cultura Huentelauquén son escasos, por lo cual, este trabajo estudia los organismos marinos presentes en la dieta de las poblaciones Huentelauquén a través de la descripción cuali y cuantitativa del contenido del conchal presente en el sector.

Descripcion del sitio arqueologico de huentelauquen

Este yacimiento arqueológico está depositado en un sector costero de Huentelauquén (31° 38' S; 71° 44' W), en una gran meseta alejada de la línea de la costa en 1.5 km, conteniendo suelos con alto contenido de arenas, propias del constante acarreo eólico. Esta explanada, está constituida por farallones de aproximadamente 15 m de altura que enfrentan el lado norte de la desembocadura del río Choapa. En consecuencia, los fuertes vientos predominantes del SO no erosionan ni acarrean las grandes dunas que actualmente flanquean esta explanada. Esto permitió la conservación casi intacta de sitios o zonas ocupacionales dando origen a depósitos estratigráficos con potenciales no mayores de 0.25 m de profundidad, a excepción de basurales conchíferos anexos a las áreas habitacionales y que indican potencialidades de hasta 0.40 m.

Cronologia del sitio

Adyacente a la columna de control malacológico, se encontró un área de enterratorio con un grupo funerario compuesto por 6 a 7 individuos (desde lactantes a adultos) enterrados a 5 cm de la superficie actual. Uno de estos individuos fue fechado dando una antigüedad 8.080 años BP (C14 Laboratorio Isotrase, Toronto Canada). En el mismo lugar se fechó la base del sitio (últimos vestigios de conchas enteras), donde a 38 cm de profundidad se obtuvo una concha de *Fissurella* sp. indicando una antiguedad de 9.380 BP (C14 Laboratorio Beta Analytic-Miami USA). Estas dos fechas entregan una primera aproximación relativa a la cronología del sitio, que enmarcan el inicio y el final de esta ocupación.

MATERIALES Y METODOS

Los materiales arqueológicos fueron recuperados durante una campaña arqueológica en julio de 1995, en el sector costero de Huentelauquén. La excavación se demarcó con 12 cuadrículas de 2 x 2 m, excavando una columna de 40 cm de profundidad (columna de control malacológico del sitio). Esta columna fue separada en secciones artificiales secuenciales cada 5 cm. En el laboratorio, estos bloques fueron tamizados, las conchas y huesos separados de la tierra, y secados en una estufa a 60 °C por 12 h.

La identificación de los organismos marinos a nivel específico se realizó utilizando los cri-

terios de Dall (1909), Leloup (1956), Stuardo (1959), Marincovic (1973), Larrain (1975), McLean (1984), Oliva y Castilla (1992), y de comparar con organismos obtenidos en las zonas intermareales colindantes a los conchales estudiados.

Para determinar la biomasa, las conchas de cada especie en cada nivel fueron pesadas y estandarizadas en relación al peso total de la muestra por 10 kg de peso total. Para determinar el número de individuos de una especie en cada nivel de la excavación, se realizaron las siguientes convenciones, similar a lo descrito por Waselkov (1987). Para fisurélidos, se consideró como un individuo el hallazgo de su apertura apical, para *Prisogaster niger* el opérculo fue evidencia de un individuo y en *Concholepas concholepas* la presencia del ápice de la concha. Para bivalvos se consideró un individuo por cada dos charnelas y para poliplacóforos la presencia de la placa I. Por la presencia de trozos o fragmentos de testas de *Loxechinus albus*, sólo se determinó biomasa, a través del peso de estos fragmentos, lo que se estandarizó a 10 kg de material recolectado en cada nivel.

RESULTADOS

CARACTERIZACION DEL SITIO

El basurero conchifero se encuentra inserto en una paleoduna, de la cual se pueden distinguir las siguientes capas:

1) Matriz superficial arenosa: de un espesor promedio de 5 cm, de escasa estructura, granulometría media, color ocre claro, abundantes raicillas y presencia de restos culturales.

2) Matriz mixta: de un espesor promedio de 20 cm, de textura franco-arenosa con alto contenido de arcillas, de compactibilidad media a alta, granulometría fina, coloración café oscuro en húmeda y escasa presencia de raicillas.

3) Matriz arenosa compacta: de granulometría fina, color amarillo y arqueológicamente estéril.

ANALISIS DEL SITIO

El análisis estratigráfico del sitio de Huentelauquén reveló la presencia de 7 especies de gastrópodos (*Scurria parasitica* (Orbigny, 1841), *Fissurella costata* Lesson, 1830, *F. crassa* Lamarck, 1822, *F. limbata* Sowerby, 1835, *Prisogaster niger* (Wood, 1828) *Concholepas concholepas* (Bruguière, 1789) y *Oliva peruviana* (Lamarck, 1811), 2 bivalvos (*Perumytilus purpuratus* (Lamarck, 1819) y *Mesodesma donacium* (Lamarck, 1818)), 4 poliplacóforos *Acanthopleura echinata* (Barnes, 1823), *Chiton latus* (Sowerby, 1825), *Tonicia* sp. y un indeterminado), 1 equinoideo (*Loxechinus albus* (Molina, 1782)) y vértebras y mandíbulas de roedores.

La distribución de la biomasa, evaluada como peso del total de los organismos presentes por sección, indica que los mayores valores se encuentran en los estratos intermedios (5-20 cm). Niveles inferiores (estratos más profundos) y superiores (estratos más recientes) presentan biomasas menores, alcanzando 24.35 y 151,1 grs/10 kg de muestra, respectivamente. El número total de organismos en cada uno de los estratos presenta el mismo patrón de variación estratigráfica (Fig. 1).

La variación estratigráfica de la biomasa de los taxa mayores (Gastropoda, Bivalvia, Polyplacophora y Echinoidea) muestra una baja importancia porcentual de las vértebras de pequeños roedores, con una representatividad entre 0.4% y 6.82 %. *Loxechinus albus*, entre 0.1% a 2.84% (Fig. 2a). Los poliplacóforos presentan una biomasa relativamente constante en todos los estratos, alcanzando valores cercanos al 20%. Los bivalvos son los organismos mejor representados en el último estrato (35-40 cm, 100%), existiendo una notoria disminución de estos organismos hacia capas superiores (0-5 cm, 29.03%). En contraste, los gastrópodos comienzan a aumentar desde cero (en el nivel 35-40 cm) a 64.52% (en el nivel 0-5 cm). Este patrón se repite al analizar el número de individuos por estrato (Fig. 2b).

La variación estratigráfica específica de la biomasa y número de individuos de *Scurria parasitica* y *Prisogaster niger* muestran valores bajos en relación a otras especies, existiendo un aumento en biomasa y número de individuos en las capas intermedias (Fig. 3a y b). *Fissurella costata* y *F. limbata* muestran un aumento hacia estratos superiores (Fig. 3c y d). En contraste, *F. crassa* muestra abundancias fluctuantes en los diferentes estratos (Fig. 3e). *Concholepas concholepas* (Fig. 3f) mostró un bajo número de ejemplares, siendo a los 10-15 cm la mayor abundancia (n = 3).

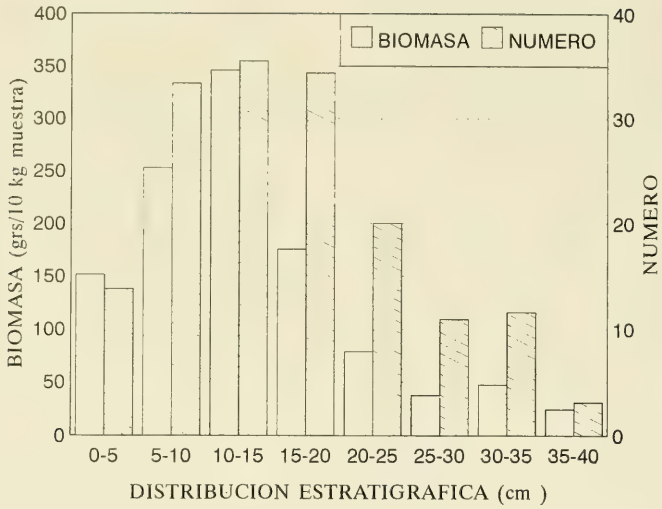


FIGURA 1. Distribución estratigráfica de la biomasa y del número de individuos en el conchal de Huentelauquén,

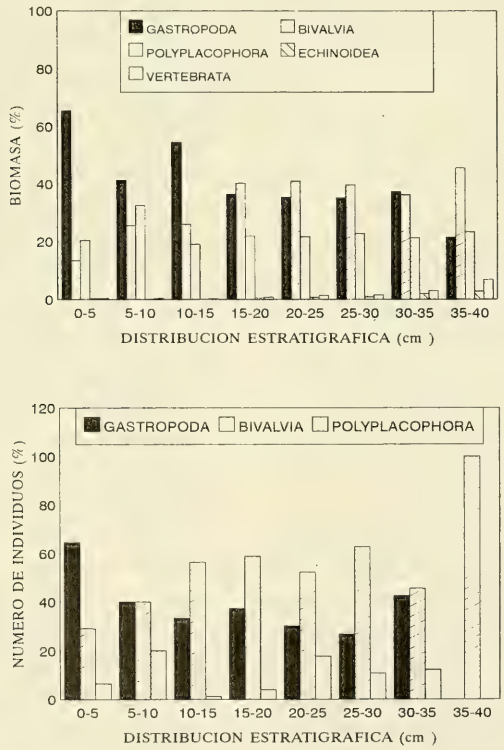


FIGURA 2. Distribución estratigráfica de: a) Biomasa (%) y b) Número de individuos de los taxa mayores en el con-

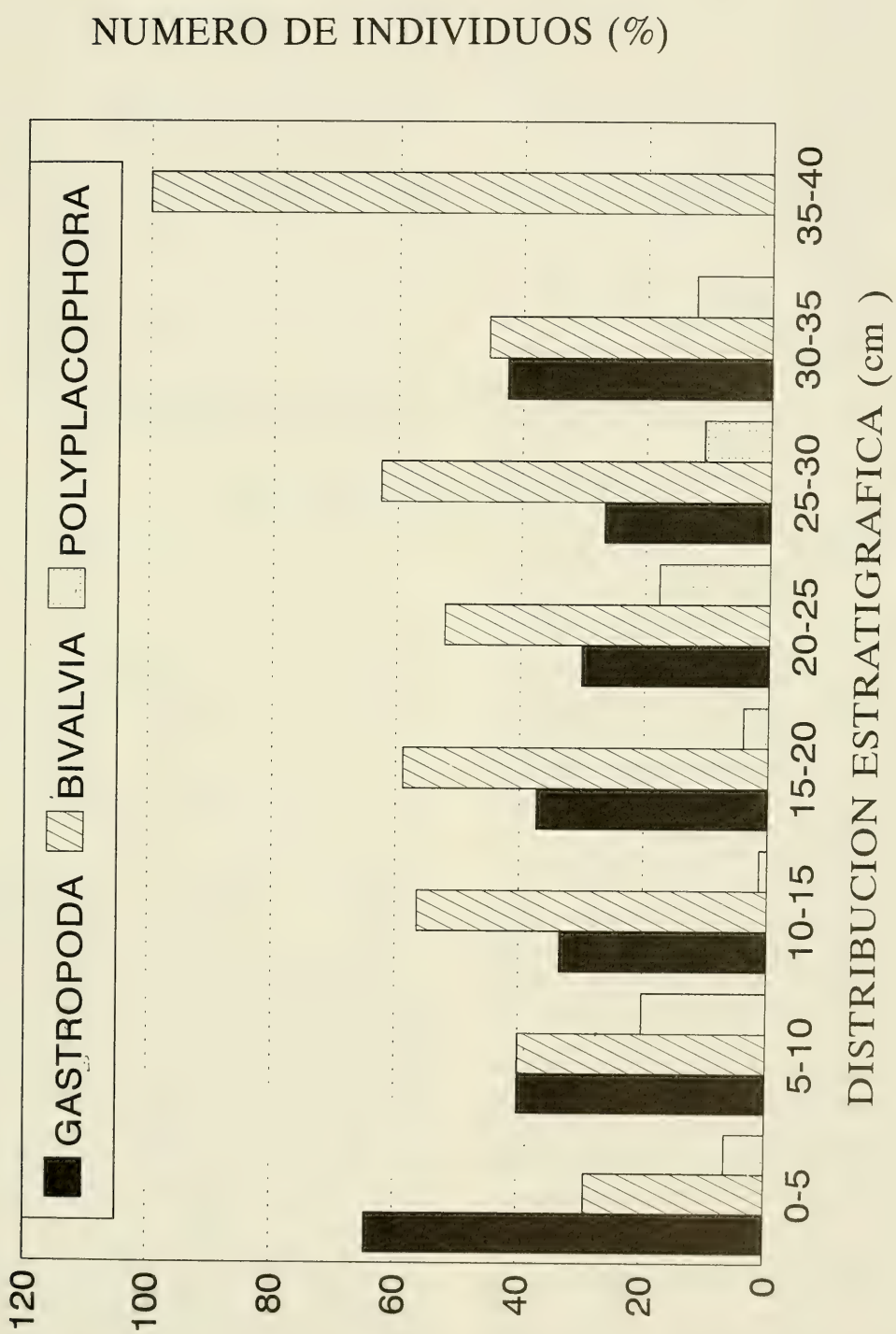


FIGURA 3. Distribución estratigráfica específica de la biomasa (±) y número de individuos (·) en el conchal de Huentelauquén.

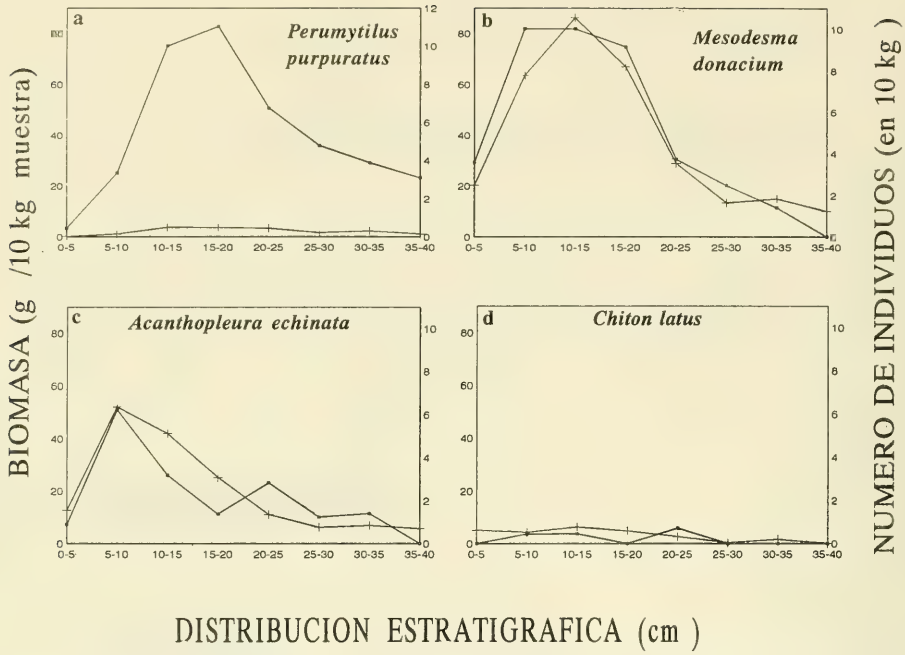


FIGURA 4. Distribución estratigráfica específica de la biomasa (±) y número de individuos (·) en el conchal de Huenyelauquén.

Para los bivalvos *Perumytilus purpuratus* y *Mesodesma donacium*, los mayores valores se encuentran en estratos intermedios (Fig. 4a y b). Si bien las dos especies muestran similar número de individuos, existe diferencia entre sus biomasas. Esta diferencia se produce por el mayor tamaño corporal de *Mesodesma donacium* en relación al tamaño de *Perumytilus purpuratus*.

Los poliplacóforos *Tonicia* sp. y la especie no determinada, presentaron valores muy bajos en relación al número de individuos y biomasa por estrato. *Acanthopleura echinata* mostró un aumento en las capas intermedias (Fig. 4c), en cambio, *Chiton latus* se presentó con valores bajos pero homogéneos (Fig. 4d). *Loxechinus albus* se mantuvo con fluctuaciones irrelevantes de biomasa en todos los estratos culturales analizados (Fig. 2a y b).

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Las especies provenientes de la columna malacológica son propias del intermareal rocoso expuesto, típico de la zona centro-norte de Chile. *Fissurella crassa* se presenta en superficies rocosas expuestas o parcialmente expuestas al movimiento de agua (McLean, 1984); *F. limbata* en superficies rocosas expuestas, principalmente en rocas horizontales y bajo el dosel de macroalgas como *Lessonia nigrescens* (Vásquez & Santelices, 1984); *F. costata*, en áreas intermareales bajas, en superficies expuestas (McLean, 1984), a diferencia de otras especies de fisurélidos que se presentan en zonas protegidas (*F. latimarginata*) o sólo en el submareal (*F. peruviana*). *Concholepas concholepas*, *Prisogaster niger* y *Perumytilus purpuratus* son organismos típicos del intermareal del área de estudio. *Oliva peruviana* es un organismo submareal de fondo blando, su presencia puede ser un evento azaroso, ya que sólo se encontró un individuo.

Las especies de chitones, generalmente, ocurren en playas de bolones y cantos rodados de áreas expuestas. *Mesodesma donacium* vive en ambientes submareales someros de playas de arena con una alta dinámica del sedimento, sin embargo, no es necesario el buceo para su recolección. *Loxechinus albus*, actualmente habita el submareal por un efecto antrópico. En áreas sin presión de extracción, las poblaciones de este equinodermo son comunes en el intermareal rocoso.

El análisis zooarqueológico de la excavación (Weisner, datos no publicados) indica que estas poblaciones costeras eran consumidores conspicuos de roedores, tales como: *Abrocoma bennetti*, *Octodon lunatus*, *Octodon degus*, *Spelacopus cyanus*, *Lagidium viscacia*, *Phyllotis darwini* y *Abrothrix* sp. Aunque en menor escala, *Lama guanicoe* (guanaco), *Pinnipedia* (lobo marino o focas), *Pseudulapex griseus* (zorro-chilla), aparecen formando parte de la dieta de estas poblaciones. Restos (vértebras y otolitos) de 7 Taxa de peces han sido identificadas en las excavaciones de Huentelauquén: *Syciases sanguineus* (peje-sapo), *Cilus gilberti* (corvina), *Isacia conceptionis* (cavinza), *Mugil cephalus* (lisa), *Pinguipes chilensis* (rollizo), *Ancheniochus* sp. (tomoyo) y *Aplodactylus punctatus* (jerguilla).

La existencia de un mayor número de individuos y de una mayor biomasa relativa de invertebrados marinos en las capas estratigráficamente intermedias, ha sido documentada en otros conchales, como en el "Paso de las Conchas" en la VI Región del país (Weisner & Tagle, *in literis*). Niemeyer & Schiappacasse (1969) sugieren que los cambios en biomasa y en el número de organismos, en un determinado nivel estratigráfico, pueden indicar cambios en las preferencias dietarias de las poblaciones recolectoras, en las fluctuaciones de la abundancia del recurso o ser consecuencia de cambios climáticos.

Se ha sugerido, que la abundancia de un determinado ítem presa, especialmente de moluscos, pueda ser consecuencia del momento de obtención de la carne. Al respecto, estos moluscos podrían haber sido desconchados inmediatamente luego de la recolección como una forma de aligerar el peso hasta el lugar de consumo. De esta manera, gastrópodos como *Concholepas*, o fisurélidos como *Fisurella* spp., pudiendo ser los ítemes presa de mayor relevancia, su abundancia en la dieta de estas poblaciones costeras es subestimada a través del análisis de los conchales (Jerardino *et al.*, 1992). Otro efecto que podría condicionar la diversidad, distribución y abundancia relativa de los organismos marinos litorales que constituyen ítemes presa relevantes, podrían ser eventos oceanográficos de gran escala como El Niño (Jerardino *et al.*, 1992).

Los resultados sugieren que la recolección de organismos desde áreas intermareales de la costa complementaban dieta de estas poblaciones nómadas del centro-norte de Chile. No existen evidencias de artes de pesca especializados tales como anzuelos de concha, pesos u otros que indiquen una actividad de poblaciones pescadoras, como ocurre por ejemplo, en Taltal, donde existen evidencias de una cultura altamente tecnificada. La data muestra que estas poblaciones eran nómadas, recolectoras en playas de arena y roca, y como ha sido sugerido por Silva & Weisner (1972-73), esta tarea recolectora habría correspondido a las mujeres de los diferentes grupos nómadas que habitaron el litoral de las regiones áridas y semiáridas de Chile norte y centro del arcaico temprano.

El remplazo de moluscos gastrópodos por bivalvos en un gradiente estratigráfico, puede significar dos eventos importantes: (1) cambios en la preferencia dietaria de las poblaciones o (2) cambios climáticos que determinaron variabilidad en la biodiversidad. La presencia de un mayor número de gastrópodos en capas superiores ha sido mencionada por Gajardo (1962-63) para la Cultura Molle, donde *Concholepas concholepas* domina las capas superiores de los conchales excavados en relación a almejas. Como sugiere este autor, es posible que un evento global de envergadura haya modificado las condiciones oceanográficas, generando cambios en la abundancia relativa de los organismos. En este contexto, el análisis de otras evidencias culturales muestra indirectamente estos cambios, a través de la variabilidad y cambios de las preferencias dietarias. Estas preferencias dietarias en consecuencia representan un reflejo de la oferta ambiental de organismos marinos en el momento de la recolección. No se incluye en este análisis los Polyplacophora, ya que se sesgan las proporciones entre estos y los demás moluscos por poseer diferente procedimiento de extracción de la carne (Jerardino *et al.*, 1992).

El análisis estratigráfico específico mostró diferencias de biomasa y número de individuos en especies congenéricas. *Fissurella costata,* característica de áreas intermareales inferiores, mostró una tendencia a aumentar hacia estratos superiores del conchal. *Fissurella crassa*, especie característica del intermareal medio, se mantiene relativamente constante en los distintos estratos culturales. Esto sugiere una relativa mayor accesibilidad hacia el intermareal inferior, lo cual se repite con *Acanthopleura echinata* y *Chiton latus*

(intermareal bajo y medio, respectivamente).

Es importante destacar la ausencia en el conchal de individuos de la Superfamilia Patellacea (excepto *Scurria parasitica*, la cual se encuentra sobre las conchas de algunos fisurelidos y poliplacóforos como fauna acompañante). Estos organismos son frecuentes y abundantes en la costa expuesta y no expuesta de Chile centro y norte, y podrían haber constituido una importante fuente energética para las poblaciones Huentelauquén.

Por último, es necesario el desarrollo de estudios de oligoelementos, O-18 y otros análisis complementarios, que permitan inferir sobre posibles explicaciones referentes a la variabilidad estratigráfica de la fauna de estos conchales, como consecuencia de variaciones climáticas, independientes de los cambios culturales que podrían haber experimentado estos grupos en lo relativo a sus sistemas de subsistencia.

AGRADECIMIENTOS

Al grupo que excavó el conchal de Huentelauquén y que realizó primariamente la separación del material zooarqueológico. Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto FONDECYT N° 1950036.

LITERATURA CITADA

DALL, W.H. 1909. Report a collection of shell from Peru, with a summary of the littoral marine mollusca of the peruvian zoological province. Proceeding U. S. National Museum 37 (1704): 147-307.

GAJARDO, R. 1962-1963. Investigaciones arqueológicas en la desembocadura del río Choapa (Provincia de Coquimbo): La Cultura Huentelauquén. Anales de Arqueología y Etnología (U.N.C.) 17 y 18: 7-70.

IRIBARREN, J. 1961. La Cultura Huentelauquén y sus correlaciones. Contribuciones Arqueológicas 1: 5-18.

JERARDINO, A., J.C. CASTILLA, J.M. RAMIREZ & N. HERMOSILLA. 1992. Early coastal subsistence patterns in Central Chile: a systematic study of the marine-invertebrate fauna from the site of Curamilla-1. Latin American Antiquity 3(1): 43-62.

LARRAIN, A. 1975. Los echinoideos regulares fósiles y recientes de Chile. Gayana Zool. 35: 1-189.

LELOUP, E. 1956. Polyplacophora. Report of the Lund University Chile Expedition 1948-49. 95 pp.

MARINCOVIC, L. 1973. Intertidal mollusks of Iquique, Chile. Bulletin of the Natural History Museum of the Los Angeles County 16: 1-49.

MCLEAN, J. 1984. Systematics of *Fissurella* in the peruvian and magellanic faunal provinces (Gastropoda: Prosobranchia). Natural History Museum of Los Angeles County. Contribution in Science 354: 1-70.

NIEMEYER, H. & V. SCHIAPPACASSE. 1969. Analisis cualitativo de un sitio habitacional. Sitio El Pimiento, Provincia de Coquimbo. Actas del V Congreso Nacional de Arqueología, pp. 207-218.

OLIVA, D. & J.C. CASTILLA. 1992. Guía para el reconocimiento y morfometría de diez especies del género *Fissurella* Bruguière, 1789 (Mollusca: Gastropoda) comunes en la pesquería y conchales indígenas de Chile central y sur. Gayana Zool. 56(3-4): 77-108.

SCHIAPPACASSE, V. & H. NIEMEYER. 1964. Excavaciones de un conchal en el pueblo de Guanaqueros (Provincia de Coquimbo). Arqueología de Chile y Areas vecinas, III Congreso Internacional de Arqueología chilena, pp. 235-262.

SILVA, J. & R. WEISNER. 1972-1973. La forma de subsistencia de un grupo cazador-recolector del postglacial en los valles transversales del área meridional andina. Actas del VI Congreso de Arqueología Chilena. Boletín de Prehistoria (N° especial), pp. 353-370.

STUARDO, J. 1959. Ensayo de una clave para familias y géneros chilenos de Polyplacophora, con generalidades del grupo e inclusión de algunas especies comunes. Inv. Zool. Chilenas 5: 139-148.

VASQUEZ, J. A. & B. SANTELICES. 1984. Comunidades de macroinvertebrados en discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central. Revista Chilena de Historia Natural 57: 131-154.

WASELKOV, G. A. 1987. Sellfih gathering and shell midden archeology. Advances in Archeological Method and Theory. Vol. 10: 93-210.

WEISNER, R. 1986. El poblamiento temprano en el semi-árido de Chile (Estadio paleoindio y estadio arcaico). Tesis para optar al Grado de Licenciado en Arqueología, Universidad de Chile, 205 pp.

Gayana Oceanol. 4(2): 117-127, 1996 ISSN 0716-9655

REACTIVIDAD Y REMINERALIZACION DE CARBONO ORGANICO TOTAL Y NITROGENO TOTAL EN SEDIMENTOS ANOXICOS DE BAHIA CONCEPCION

REACTIVITY AND REMINERALIZATION OF TOTAL ORGANIC CARBON AND TOTAL NITROGEN IN ANOXIC SEDIMENTS AT CONCEPCION BAY, CHILE

Laura Farías*, Lizandro Chuecas* y Andrés Durán**

RESUMEN

Carbono orgánico total "COT" y nitrógeno total "NT" fue medido en diferentes testigos obtenidos en dos estaciones ubicadas en la Bahía de Concepción. En la Estación 1, localizada en la boca de la bahía (33 m), las concentraciones de COT y NT muestran una disminución exponencial con la profundidad. En la Estación 2, ubicada en la parte central de la bahía (22 m), se observa una mayor dispersión de la concentración de COT y NT con la profundidad. Los resultados indican que en la Estación 2 se encuentran las máximas concentraciones de COT y NT. Un modelo cinético de diagénesis sobre la distribución vertical de COT y NT indica que el 45,4% (Estación 1) y 38,4% del carbono orgánico que ingresa a la superficie de los sedimentos es remineralizado en los 50 cm superiores de la columna de sedimento, i.e., un promedio de 58% no es oxidado durante la diagenesis temprana y en consecuencia es acumulado. Para la distribución del carbono fue calculada a partir de una tasa de sedimentación de 0,18 cm año^{-1}, una tasa constante de primer orden "k " de 0,010 y un tiempo de residencia promedio de 100 años. Aproximadamente el 59,8 (Estación 1) y 53,3 % (Estación 2) del nitrógeno que llega a los sedimentos es remineralizado y una fracción promedio equivalente de 43,5 % es acumulado en la columna de sedimento por encima de los 50 cm de profundidad. Para este elemento, la tasa constante de primer orden y el tiempo de residencia fue estimado en 0.014-0,01 años^{-1} y 87 años, respectivamente. Las diferencias entre los k, tiempos de residencia y porcentajes de la fracción acumulada del carbono y nitrógeno están aparentemente determinadas por las diferencias de reactividad química de estos dos elementos. Las altas tasas de acumulación de carbono y nitrógeno calculadas para el área son probablemente debidas a la preservación de detrito orgánico de origen planctónico producido durante los eventos de surgencia costera y de biomasa bacteriana (i.e., *Beggiatoa* y *Thiploca*).

PALABRAS CLAVES: Remineralización y acumulación de carbono orgánico y nitrógeno total, sedimentos costeros anóxicos. Modelo cinético de diagenesis. Centro Sur-Chile.

*Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Casilla 2407-10, Concepción-Chile.
**Departamento de Ingeniería Matemática, Universidad de Concepción, Casilla 4009, Concepción-Chile.
Proyecto Dirección de Investigación, Universidad de Concepción, PI 95.112.1.

ABSTRACT

Total organic carbon "TOC" and total nitrogen "TN" were measured in cores collected from two stations in anoxic sediments of Concepcion Bay (Central-South, Chile). In Station 1, located at the mouth of the bay (33 m depth), the concentration of TOC and TN shows an exponential decrease with depth. The Station 2, located at the inner part of the bay (22 m depth) shows greater scatter of data. The results indicate that maximum concentration of TOC and TN are found in the Station 2. Diagenic kinetic modelling of the data indicates that ca. 45.4% (Station 1) and 38.4% of the organic carbon input to surface sediment are remineralized in the upper 50 cm. i.e., an average of 58% of total incoming POC survives degradation during early diagenesis and subsequently is buried. The firt order rate constants "k" of about 0,010 year^{-1} and an average residence time of 100 years are estimated for carbon profiles. Nearly 59.8 (Station 1) and 53.3% (Station 2) of nitrogen input to the surface sediment column are remineralized in the upper 50 cm and a smaller fracction ca. 43.5 % was buried. For a sedimentation rate od 0.18 cm year^{-1}, the firt order rate constants of 0,014-0.010 year^{-1} are estimated for nitrogen oxidation on the sediment column. The difference of firt order rate constants, residence times and percent of buried fracctions are apparently determined by the different reactivities between organic carbon and nitrogen. The high rate of organic mater accumulation calculated for these recent sediments is probably due to organic matter preservation of plankton detritus asociated to upwelling processes in the study area and bacterial biomass (i.e., *Beggiatoa* and *Thioploca*).

KEYWORDS: Organic carbon and nitrogen remineralization and accumulation. coastal anixic sediment. Kinetic modelling. Chile-Central-South.

INTRODUCCION

Hidrobiólogos, oceanógrafos y geólogos han reconocido desde hace mucho tiempo los sedimentos marinos, ubicados por debajo de una

capa superficial oxidada de espesor variable, son ambientes anaeróbicos-reductores. Estos ambientes presentan una amplia distibución mundial, siendo posible encontrarlos desde regiones tropicales a polares, en áreas costeras y fuera de la plataforma continental, tanto en sedimentos fangosos como arenosos. Las dimensiones de este sistema y su actividad i.e., entrada, reciclaje y preservación de compuestos orgánicos, han hecho que se le considere como uno de los más importantes en el ambiente marino.

Condiciones subóxicas y anóxicas son rápidamente establecidas en los sedimentos debido a la alta demanda biológica y química de oxígeno, en contraste con la lenta y limitada capacidad del oxígeno para difundir a través de la interfase agua-sedimento a través de las paredes de tubos de poliquetos (Jorgensen and Revsbech, 1985). Al respecto, existe un gran debate acerca de la tasa y eficiencia de la descomposición óxica versus anóxica y el papel de aquellos procesos en el control de la preservación y/o acumulación de la materia orgánica, i) una teoría establece que la descomposición anaeróbica es intrínsecamente más lenta y, en consecuencia, la materia orgánica en agua y sedimentos anóxicos es acumulada (Canfield, 1989); ii) otra hipótesis sugiere que la tasa de descomposición de compuestos orgánicos es esencialmente similar, bajo sistemas anóxicos u óxicos, lo que sugiere la necesidad de buscar otra explicación en el control de la preservación de la materia orgánica en sedimentos (Pedersen and Calvert, 1990; Lee, 1992; Kristensen *et al.*, 1995).

La magnitud en la cual los sedimentos reciclan o retienen elementos nutrientes puede ejercer un control importante en la producción biológica de la columna de agua, aportando entre 30-80% de los nutrientes requeridos por el fitoplancton (e.g., Nixon, 1981; Blackburn and Henriksen, 1983). El aporte de nutrientes a las aguas costera someras juega también un papel importante en el estado trófico (e.g., eutroficación) de numerosos ecosistemas (Klump and Martens, 1987). Además, el incremento de la preservación de carbono tiene una influencia significativa en el ciclo global del carbono, debido a que los sedimentos marinos representan un reservorio de largo plazo del carbono orgánico (US JGOFS, 1990).

La materia orgánica que se deposita en el fondo marino puede remineralizarse y reciclarse a través de diversos procesos de intercambio en la interfase agua-sedimento (difusión, bioperturbación, irrigación, resuspensión) o volverse un componente permanente de estos registros sedimentarios (Klump and Martens, 1987). Al respecto, el grado en que los sedimentos de la Bahía Concepción puedea reciclar y/o acumular carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) es cuantificado a partir de un modelo de diagénesis compuestos orgánicos (Berner, 1980), sobre la distribución vertical de COT y NT en la columna de sedimento.

La Bahía Concepción (30° 40'S; 73° 02'W) es un área restringida de ca. 170,4 Km^2 y profundidad somera (profundidad máxima: 45 m) y ha sido descrita como un sistema litoral semicerrado y acoplado ca. 57% del año (septiembre a marzo) a un sistema de surgencia costera (Ahumada, 1989). La remineralización de la materia orgánica en los sedimentos transcurre principalmente bajo condiciones anóxicas, aunque la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua alterna períodos subóxicos (primavera-verano) y bien oxigenado (otoño-invierno), asociado principalmente a diferentes masas de agua que entran a la bahía i.e., Aguas Ecuatoriales Subsuperficiales (AESS) y Agua Superficial Subantártica (ASSA), respectivamente.

Los sedimentos de la bahía son fangos reductores desde los primeros centímetros de profundidad de la columna de sedimento (< -100 mV), ricos en materia orgánica total "MOT" (13-18%) (Rudolph *et al.*, 1984; Farías y Salamanca, 1990). El agua intersticial exhibe una composición típica de estos ambientes reductores, con altas concentraciones de amonio disuelto y disminución de la concentración de sulfato con la profundidad (Farías y Salamanca, 1990 *op. cit.*).

MATERIALES Y METODOS

El estudio se llevó a cabo en dos estaciones ubicadas en la Bahía Concepción (Figura 1): la Estación 1, ubicada en la boca de la bahía (33 m profundidad), y la Estación 2, localizada en el centro de la misma (22 m profundidad). Las muestras analizadas se colectaron en diversos cruceros realizados durante 1992-1995. En cada oportunidad se obtuvieron testigos de sedimentos

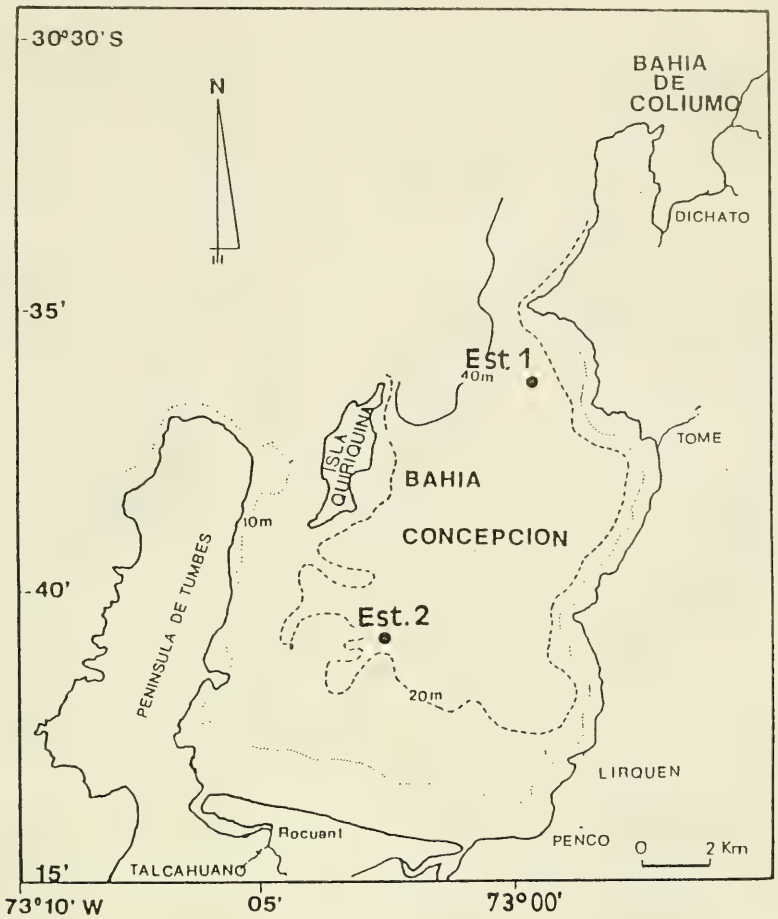


FIGURA 1. Ubicación de las estaciones de muestreo.

de ca. 50 cm de espesor con un Gravity Core, manipulado desde la embarcación L/C Kay Kay.

Después, los testigos de sedimento fueron seccionados para posterior determimación de porosidad, densidad aparente y MOT de cada sección. El contenido de materia orgánica se determinó por calcinación a 475 °C (Dean, 1974) y la porosidad fue determinada por pérdida de peso a 80 °C, asumiendo una densidad específica de las partículas de 2,65 g cm^{-3}. En la determinación de Eh se utilizó un electrodo de platino combinado, introduciéndolo 2 cm dentro de los sedimentos a través de perforaciones realizadas a los testigos.

Paralelamente, el contenido de carbono orgánico total (muestras acidificadas para eliminar presencia de carbonatos) y nitrógeno total, en muestras previamente liofilizadas, fue determinado en un analizador elemental (CHN). El exceso de ^{210}Pb de cada sección fue analizado por procedimientos detallados por Salamanca (1993).

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los sedimentos de las estaciones estudiadas se caracterizaron por la presencia de fangos altamente porosos (0,90-0,74) y con elevados porcentajes de materia orgánica (12-18 %). La distribución vertical de estas variables se muestra en la Figura 2. El COT varía entre 25,05-12,24 mg g^{-1} (Estación 1) y 31,61-21,30 mg g^{-1} (Estación 2). El NT muestra un rango de variación de 2,51-0,80 y 3,60-1,80 mg g^{-1} para las estaciones 1 y 2, respectivamente.

La Figura 3 presenta la distribución vertical de carbono orgánico total y nitrógeno total en los 50 cm superiores de la columna de sedimento. En ella se observa una disminución exponencial del carbono y nitrógeno con la profundidad, principalmente en la Estación 1, ubicada en la boca de la bahía. La mayor dispersión de la distribución vertical y más altas concentraciones de

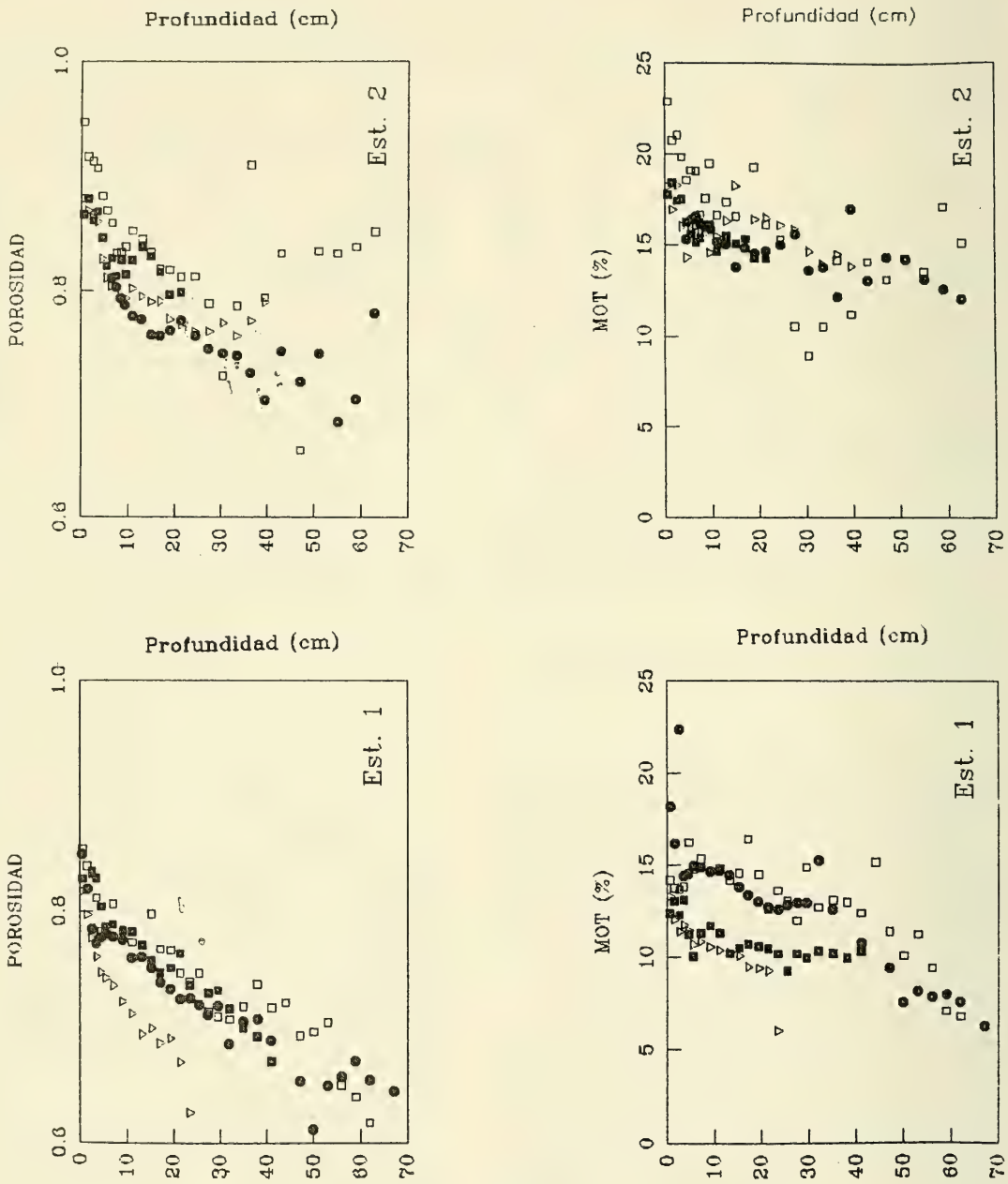


FIGURA 2. Distribución vertical de porosidad (cm_{pw}^3 cm^{-3}) y materia orgánica total MOT (%) en los 70 cm superiores de la columna de sedimento de las estaciones de estudio, durante diferentes períodos de muestreo (julio, 1992; mayo, 1993; septiembre, 1993; diciembre, 1993.

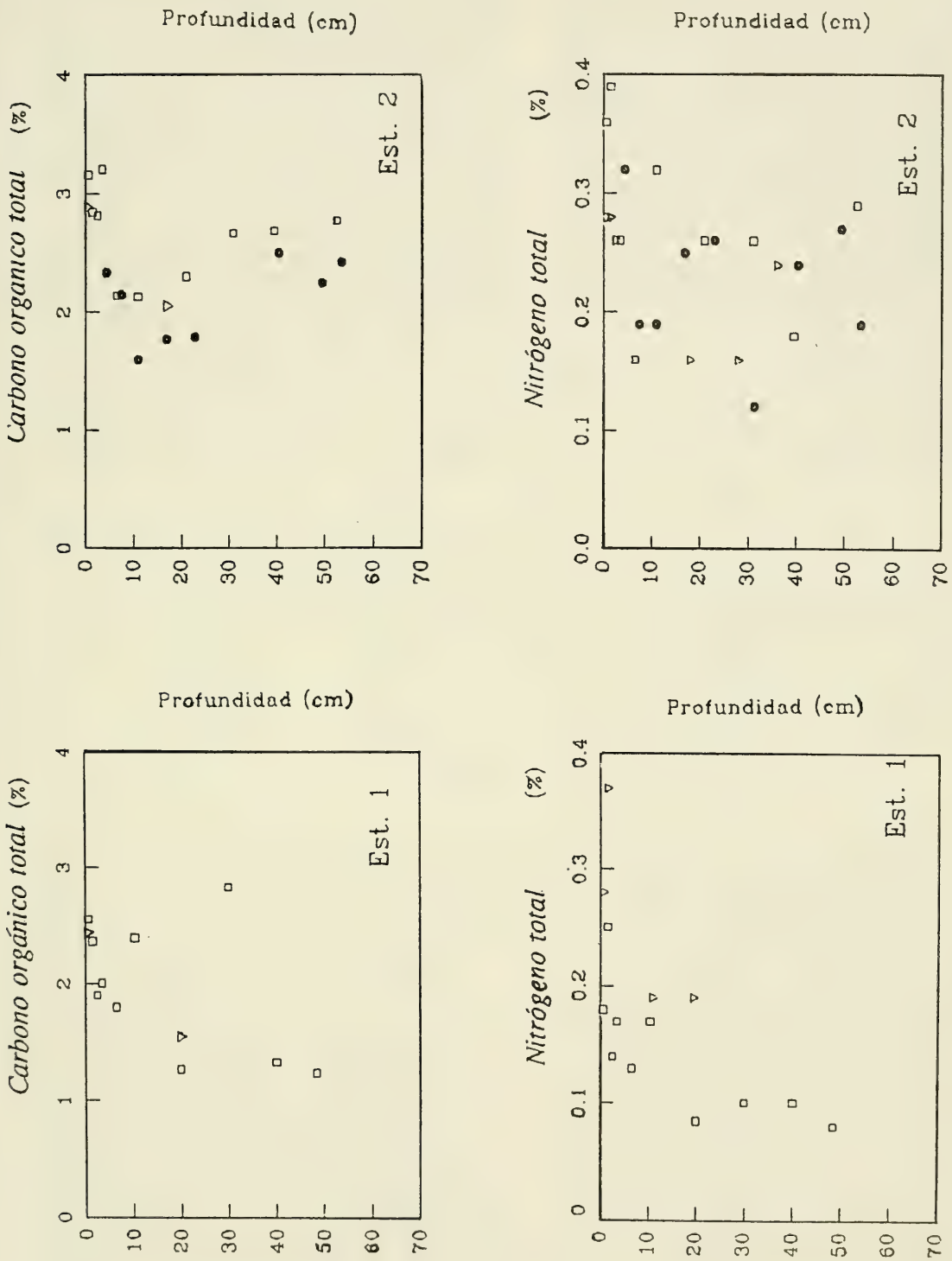


FIGURA 3. Distribución vertical de carbono orgánico total (%) y nitrógeno total (%) en las Estaciones 1 y 2, en diferentes períodos de estudio.

carbono y nitrógeno se encuentran en la Estación 2.

La Figura 4 muestra la distribución vertical del exceso de ^{210}Pb en la columna de sedimento. A partir de los perfiles se calculó una tasa de acumulación de sedimentos w, por debajo de una zona de bioperturbación 0,11 g cm^{-2} $año^{-1}$, equivalente a una tasa de sedimentación de 0,18 cm $año^{-1}$. La determinación de tasas de sedimentación costera es frecuentemente perturbada por una extensiva mezcla en la superficie de los sedimentos. Al respecto, la importancia del macrobentos como agente bioperturbador entre la superficie y los 5-7 cm de profundidad ha sido establecida a partir de radiografías, distribución vertical de ^{234}Th, ^{210}Pb, ^{240}Pu y los respectivos coeficientes de bioperturbación e irrigación (Salamanca, 1989; Farías, 1992; Farías *et al.*, 1995).

La tasa de acumulación o enterramiento de carbono y nitrógeno por debajo de la zona de remineralización activa (i.e., carbono y nitrógeno residual) se calculó a partir de la tasa de sedimentación (corregida por la densidad de sólidos de 2,65 g cm^{-3} y la porosidad) y la concentración de COT y NT debajo de la zona de mezcla. Para ello se asumió que la cantidad de carbono y ni-

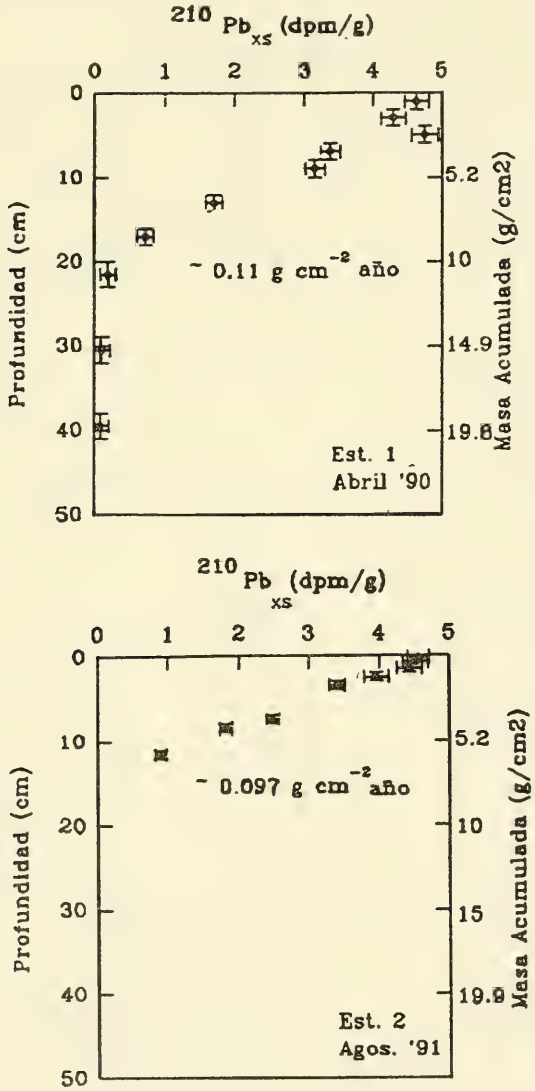


FIGURA 4. Distribución vertical de exceso de ^{210}Pb (dpm g^{-1}), para las Estaciones 1 y 2. Los 50 cm superiores están acumulado a una tasa de 0.11-0,097 g sed cm^{-2} $año^{-1}$, correspondiente a una tasa de sedimentación de 0,18 cm $año^{-1}$.

trógeno a profundidades mayores que 50 centímetros no afecta la cantidad de estos elementos enterrados o acumulados en los sedimentos. Los gradientes de carbono y nitrógeno observados en las dos estaciones estudiadas no muestran cambios significativos entre los 30-50 cm de profundidad, confirmando que estos perfiles han alcanzado un valor asintótico.

Las tasas de acumulación o enterramiento calculadas mostradas en la Tabla I indican que las tasas de acumulación de carbono orgánico del orden de 14 y 30 g C m^{-2} $año^{-1}$ son sólo comparables a otras áreas costeras como "Buzzard Bay" con una tasa de acumulación de 5,5-30 g C m^{-2} $año^{-1}$, a una tasa de sedimentación para el área de 0,05-0,30 cm año-1 (McNichol *et al.*, 1988) y áreas altamente productivas como la región de upwelling de Perú (15 ° S) con una tasa de acumulación de 40 g C m^{-2} $año^{-1}$ a una tasa de sedimentación de 0,6 cm $año^{-1}$ (Henrich and Farrington, 1984). Las altas tasas de acumulación de nitrógeno total calculadas respecto a tasas de acumulación de nitrógeno estimadas en sedimentos del sistema de Benguela de 0.03-0,12 g N m^{-2} $año^{-1}$ (Bayley, 1987), podría deberse a la capacidad del amonio de adsorberse sobre partículas (e.g., limo arcillas) en sedimentos anóxicos (Rosenfeld, 1979).

En la mencionada Tabla se observa que la Estación 2 está acumulando 2,12 y 2,66 veces más carbono y nitrógeno, respectivamente, que la Estación 1 a una razón molar carbono/nitrógeno promedio de 14. Los compuestos nitrogenados orgánicos (e.g., proteínas) son más lábiles que los del carbono (Burdige and Martens, 1988). La remoción preferencial o utilización microbiana selectiva del nitrógeno y fósforo en los estados iniciales de descomposición de materia orgánica ha sido descrita por Redfield *et al.*, (1963), y está relacionada con las diferentes energías de unión de los principales componentes de la materia orgánica (i.e., C-N, O-P, C-O requieren menos energía que C-C y C-H).

TABLA 1. Tasas de acumulación de carbono orgánico total y nitrógeno total en las estaciones estudiadas.

	Estación 1	Estación 2
Carbono g m^{-2} $año^{-1}$	14,1 ± 0,05	29,9 ± 2,1
Nitrógeno g m^{-2} $año^{-1}$	0,9 ± 0,09	2,4 ± 0,4

La depositación de 30-50 cm de sedimento representa aproximadamente 160 a 277 años de acumulación de sedimentos. Considerando que el aporte de materia orgánica a los sedimentos (e.g. vertimientos de desechos de la industria pesquera, Rudolph y Ahumada, 1987) corresponde sólo a los últimos 40-50 años de desarrollo industrial; la principal fuente de materia orgánica que determinaría las tasas de acumulación de materia orgánica calculadas sería la depositación y acumulación de plancton marino producido en la columna de agua como el efecto de la fertilización de las aguas por eventos de surgencia costera (Ahumada, 1989). El hecho que la Estación 2 esté acumulando mayores concentraciones de elementos orgánicos es probablemente debido a que se ubica en un sitio más resguardado e interno, donde se produciría una depositación preferencial de materia orgánica producida en la columna de agua, tal como lo señala Ahumada (*op. cit.*).

Otra fuente potencial de materia orgánica en estos sedimentos incluye la biomasa bacteriana *in situ* (Burdige and Martens, 1988). Al respecto, Gallardo (1977) informa por primera vez la masiva colonización de la bacteria *Thioploca* sobre los sedimentos superficiales del área bajo la influencia de la contracorriente de Perú. Recientemente, en investigaciones asociadas al Proyecto *Thioploca* (marzo, 1994), realizadas por investigadores del Instituto Max Planck (Alemania), encontraron la presencia y dominancia de entramados de bacteria *Beggiatoa* sp. al interior de la bahía y *Thioploca* sp. en sedimentos de la pla-

taforma, indicando que su metabolismo está adaptado a un nicho ecológico diferente que Beggiatoa (Ferdelman *et al.*, 1996); mientras *Beggiatoa* habita sedimentos sulfídricos someros periódicamente oxigenados y crece quimiolitotróficamente oxidando el sulfuro de hidrógeno a azufre elemental o, incluso, a sulfato, *Thioploca* habita zonas de permanentes mínimas de oxígeno y parece utilizar sólo el nitrato para la oxidación de sulfuro de hidrógeno (Fossing *et al.*, 1995).

La presencia de una alta biomasa bacteriana del orden de 10-1000 g m^{-2} en sedimentos de plataforma y Bahía de Concepción (Gallardo, 1977; Shulz *et al.*, 1995), serían responsables del alto contenido de carbono en sedimentos profundos (50 cm de profundidad). Lee (1992), considerando los conceptos de bioperturbación y "atajo bacteriano", sostiene que los sedimentos anóxicos pueden secuestrar materia orgánica como biomasa bacteriana en ausencia de pastoreadores bacterianos (e.g., protozoos), que son los que regulan la eficiencia de la liberación de nutrientes, almacenados en las bacterias (Pomeroy, 1974).

Así, la abundancia y diversidad del macro y meiobentos son mayores en los sedimentos óxicos que en los anóxicos (Wishner *et al*, 1990), por lo tanto, la mayor actividad, número y diversidad de organismos que pastorean sobre las bacterias en sistemas óxicos (Kemp, 1990) podrían explicar, en parte, las diferencias en las tasas de preservación de carbono orgánico que han sido observadas en ambos tipos de sedimentos.

La remineralización de la materia orgánica metabolizable ha sido estimada a partir de una expresión diagenética para la cinética de descomposición de primer orden y asumiendo un estado estacionario entre la depositación y el enterramiento (Berner, 1980; Klump and Martens, 1987; Burdige and Martens, 1988; McNichol *et al.*, 1988). En términos generales, el modelo ilustra que la materia orgánica que se deposita en la superficie de los sedimentos G_o puede dividirse en dos fracciones i.e., una fracción lábil o metabolizable G_m que es reciclada, y una fracción residual G_{oo}, no reactiva o degradada a una tasa significativamente menor que la tasa en que es acumulada:

$$G(z)= G_m(z) + G_{00} \qquad (1)$$

Asumiendo que la materia orgánica metabolizable es descompuesta por cinética de primer orden y G_{oo} es constante con la profundidad (fracción que no interviene aún en un proceso de humificación o geopolimerización), la siguiente expresión diagenética puede ser usada para describir los cambios de la fracción metabolizable:

$$\frac{\delta G_m}{\delta t} = -w.\frac{\delta G_m}{\delta z} - kG_m \qquad (2)$$

donde w (cm $año^{-1}$) es la tasa de sedimentación, k ($año^{-1}$) la tasa constante de primer orden y z la profundidad. En estado estacionario y usando las siguientes condiciones límites $G_m=G_{mo}$ o $G=G_0$ a z=0, la solución de la ecuación 2:

$$G_z= G_{mo} \exp[(-k/w).z]+ G_{oo} \qquad (3)$$

La ecuación expresa la concentración de G (e.g., carbono orgánico total, nitrógeno total) a una profundidad z, como la suma de una fracción residual y una fracción metabolizable inicialmente depositada. La fracción reciclada es igual a la diferencia entre la concentración total en la interfase agua-sedimento y la concentración a cierta profundidad:

$$G_{mo}= G_o-G_{oo} \qquad (4)$$

Los datos de distribución vertical de carbono y nitrógeno (ver Figura 3) fueron ajustado a la ecuación 3, mediante el método de mínimos cuadrados, previa linealización de dicha ecuación y cuyos parámetros a obtener son G_{mo} y k. La parametrización computacional se realizó en lenguaje MAPLE versión 3.1, lo que proporcionó los valores de los parámetros incógnitas G_{mo} k del mejor ajuste, usando G_{oo} como parámetro conocido.

La Tabla II presenta el tamaño de la fracción metabolizable o lábil G_{mo} y G_o (mg g^{-1}) tanto para carbono como para nitrógeno. En la Estación 1, la desviación estándar relativa para G_o (carbono) fue estimada en 20,4 %, basada en una desviación estándar relativa del promedio de muestras entre 0-1 cm de profundidad y para G_{oo} (50 cm), el error estándar fue de 0,8%, para el nitrógeno, fue calculado un error estándar G_o de 30,1% y G_{oo} de 0,75%. En Estación 2 existe una mayor dispersión de los datos y altas concentraciones de elementos orgánicos en sedimentos profundos, por lo que la curva de mejor ajuste

TABLA II. Parámetros del modelo cinético aplicados a los perfiles verticales de carbono y nitrógeno y porcentajes de remineralización y acumulación estimados sobre los 50 cm de profundidad.

	Carbono		Nitrógeno	
	Estación 1	Estación 2	Estación 1	Estación 2
a (cm^{-1})	0,057	0,055	0,077	0,054
k ($año^{-1}$)*	0,010	0,0099	0,014	0,0097
1/k ($año^{-1}$)	99	101	71	103
Gmo ($mg\ g^{-1}$)	9,75	13,19	1,04	1,97
Go ($mg\ g^{-1}$)	21,75	34,33	2,25	3,69
Go-Goo/Go	45,41	38,42	59,6	53,38
% Remineralización				
Goo/Go	54,58	61,57	40,4	46,62
% Acumulación				

*Calculado usando w=0.18 cm $año^{-1}$.

(Ecuación 3) no parece representar adecuadamente los datos.

La fracción de carbono y nitrógeno remineralizado o porcentaje de "turnover" esta dado por:

$$\frac{w.G_{mo}}{w.G_o}.\ 100 = \frac{G_o-G_{oo}}{G_o}.100 \qquad (5)$$

Apartir de los parámetros de mejor ajuste la fracción de carbono y nitrógeno inicialmente depositada G_o que es remineralizada hasta los 50 cm de profundidad representa entre 45,4y 38,4% del carbono orgánico que alcanza la superficie de los sedimentos para las Estaciones 1 y 2, respectivamente. El porcentaje de remineralización de nitrógeno para las Estaciones 1 y 2 varía entre un 59,6 y 53,3%.

La Tabla II muestra los coeficientes α (cm^{-1}) del mejor ajuste. El valor k fue obtenido multiplicando el valor de α por la tasa de sedimentación obtenida con $^{210}Pb_{xs}$ (0,18 cm $año^{-1}$). Cálculos similares basados en perfiles verticales de aminoácidos hidrolizables (α= 0,15, Burdige and Martens, 1988); nitrógeno total (α=0,55-0,077 cm^{-1}, Klump and Martens, 1987); carbono orgánico (α=0.066 cm^{-1}, Martens, 1984) muestran valores de α mayores a los encontrados en la Bahía de Concepción y un orden decreciente de reactividad del carbono respecto a compuestos nitrogenados (e.g., amino ácidos, nitrógeno y carbono).

Para z > 30 cm, el tiempo de residencia de la fracción metabolizable r $G_m \approx 1/k$ entrega valores de tiempos de residencia para el carbono de ca. 100 años y de 87 años para el nitrógeno, donde el coeficiente k=α*w ($año^{-1}$) representa una constante de decaimiento o descomposición de la materia orgánica que es directamente dependiente de las tasas de sedimentación e inversamente proporcionales a la vida media de estos elementos en la columna de sedimentos.

Diversos factores ambientales han sido estudiados como variables reguladoras de los procesos de remineralización y/o acumulación, entre los que destacan: i) tasas de acumulación en sedimentos (Muller and Suess, 1979; Canfield, 1989); ii) cantidad y reactividad de los compuestos orgánicos que alcanzan la superficie de los sedimentos (Wassmann, 1984; Burbige, 1991); iii) características químicas de los sedimentos superficiales y de las aguas de fondo, e.g., contenido de oxígeno disuelto (Reimers, 1989; Lee, 1992); iv) bioperturbación e irrigación de la macroinfauna (Aller, 1988; Kristensen and Blackburn, 1987) y v) temperatura (Klump and Martens, 1989).

Una de las características principales que distinguen los sedimentos depositados en zonas costeras-litorales (i.e. bahías, deltas y estuarios, lagunas costeras) es su alta tasa de sedimentación (1-10 cm $año^{-1}$), a diferencia de los sedimentos oceánicos-costeros (e.g., plataforma continental) que acumulan a una tasa significativamente menor (0,01-0,1 cm $años^{-1}$). Una lenta acumulación de sedimentos permite que la materia orgánica

que se encuentra sobre su superficie esté expuesta, por largos períodos, a un ambiente de carácter oxidativo, lo cual facilita el ataque de bacterias. En contraste, la rápida acumulación de sedimentos ofrece protección ante la degradación bacteriana, permitiendo la preservación de compuestos fácilmente degradables (Muller and Suess, 1979).

Los sedimentos de Bahía Concepción están acumulando un promedio de 58% de carbono orgánico y de 43% del nitrógeno, lo que es comparable a zonas costeras litorales como estuarios, lagunas costeras, deltas, donde el origen de la materia orgánica y de sedimentos es básicamente terrígeno o donde la materia orgánica acumulada deriva de compuestos estructurales del carbono provenientes de plantas vasculares (Haddad and Martens, 1988) o suelos turbidíticos viejos erosionados durante la secuencia transgresiva del nivel del mar (Hargrave and Taguchi, 1978).

La materia orgánica derivada del plancton marino es 5 veces más reactiva que la de origen terrestre (e.g., lignina de plantas vasculares; Hedges *et al.*, 1988) y es rápidamente degradada en las inmediaciones de la interfase agua-sedimento (Martens, 1984). Al respecto, la remineralización de compuestos fácilmente hidrolizables como son los detritos de origen planctónico es igualmente rápida tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas; sin embargo, cuando están presentes componentes estructurales del carbono (e.g., membranas lipídicas bacterianas), los procesos anaeróbicos son ineficientes y lentos para la hidrólisis y descomposición de macromoléculas complejas estructuralmente (Kristensen *et al.*, 1995).

La Bahía Concepción presenta tasas de sedimentacion de 0,13-0,18 cm año^{-1} (Salamanca, 1989; Farías, 1996) y la materia orgánica depositada en sus sedimentos (ca. 20-50% de la producción primaria neta) es básicamente de origen planctónico (Ahumada, 1991; Farías *et al.*, 1994). Por lo tanto, las altas concentraciones de elementos orgánicos encontrados y las altas tasas de acumulación que mantienen estas concentraciones en profundidad (>30 cm) se deben probablemente a compuestos orgánicos estructurales derivados de una alta biomasa bacteriana (e,g., *Beggiotoa*) que no es consumida o a mortandades masivas de organismos del macrobentos y peces, registradas en numerosas oportunidades (Ahumada y Arcos, 1976).

REFERENCIAS

AHUMADA, R. 1989. Producción y destino de la biomasa fitoplanctónica en un sistema de bahías en Chile Central: Una hipótesis. Biología Pesquera, 18: 53-66.

AHUMADA, R. 1991. Balance asimétrico de carbono orgánico particulado (COP) en la Bahía de Concepción, Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaiso, 26: 233-251.

AHUMADA, R Y D.F. ARCOS. 1976. Descripción de un fenómeno de varada y mortandad de peces en la Bahía de Concepción, Chile. Revista de la Comisión Permanente del Pacífico Sur 5: 101-111.

ALLER, R. C. 1988. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: The role of burrow structures. *In*: Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments (Blackburn, T.H. and J. Sorensen, Eds). John Wiley & Sons, 13: 301-338 pp.

BAILEY, G.W. 1987. The role of regeneration from the sediments in the supply of nutrients to the euphotic zone in the Southern Benguela System. A. Afr. J. Mar. Sci., 5: 273-285.

BERNER, R. A. 1980. Early diagenesis: A theoretical approach. Princeton University Press, N.Y. 421 pp.

BLACKBURN, T.H. & K. HENRIKSEN. 1983. Nitrogen cycling in different types of sediments from Danish waters. Limnol. Oceanogr., 28: 477-493.

BURDIGE, D.J. AND C.S. MARTENS. 1988. Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin: 10: the role of amino acids in sedimentary carbon and nitrogen cycling. Geochim. Cosmochim. Acta, 52: 1571-1584.

CANFIELD, D.E. 1989. Sulfate reduction and oxic respiration in marine sediment: implications for organic carbon preservation in euxinic environments. Deep-Sea Res., 36(A): 121-138.

FARIAS, L. 1992. Efectos inducidos por la contaminación orgánica sobre la macrofauna bentónica de la Bahía de Concepción, estimados mediante el uso de trazadores 234Th y 210Pb. Tesis de Magister, Depto. Oceanografía, Universidad de Concepción., 126 pp.

FARIAS, L. & M. SALAMANCA. 1990. Distribución vertical de sulfato, cloruro y amonio en el agua intersticial de sedimentos de Bahía de Concepción, Chile. Cienc. y Tec. del Mar. CONA, 14: 33-44.

FARIAS L., M. SALAMANCA & L. CHUECAS. 1994. Variaciones estacionales del flujo de partículas y contenido de materia orgánica a la interfase agua-sedimento en Bahía Concepción. Cien. Tec. Mar., CONA, 17: 15-31.

FARIAS, L., L. CHUECAS & M. SALAMANCA. 1996. Effect of coastal upwelling on nitrogen regeneration from sediments and ammonium supply to the water column in Concepcion Bay, Chile. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 43 (in press).

FERDELMAM, T.G., C. LEE, S. PANTOJA, J. HARDER, B.M. BEBOUT & H. FOSSING. 1996. Sulfate reduction and methanogenesis in a *Thioploca*-dominated sediment off the coast of Chile.

Geochim. Cosmochim. Acta (in press).

FOSSING, H., V.A. GALLARDO & B.B. JORGENSEN. 1995. Concentration and transport of nitrate by the mat-forming sulphur bacterium *Thioploca*. Nature, 374: 713-715.

GALLARDO, V.A. 1977. Large benthic microbial community in sulphide biota under Peru-Chile subsurface countercurrent. Nature, 268: 331-332.

HADDAD, R.I. & C.S. MARTENS. 1987. Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin: 9. Sources and accumulation rates or vascular plant-derived organic material. Geochim. Cosmochim. Acta, 51: 2991-3001.

HEDGES, J.I., A.C. WAYNE & G.L. COWIE. 1988. Fluxes and reactivities of organic matter in a coastal marine bay. Limnol. Oceanogr. 33(5):1137-1152.

JORGENSEN, B.B. & M.P. REVSBENCH. 1985. Diffusive boundary layers: The oxygen uptake of sediments and detritus. Limnol. & Oceanogr., 30 (1): 111-122.

KLUMP, J.V. & C.S. MARTINS. 1987. Biogeochemical cycling in an organic- rich coastal marine basin. 5.-Sedimentary nitrogen and phosphorus budgets based upon kinetic models, mass balances and the stoichiometry of nutrient regeneration. Geochem. Cosmoch. Acta, 51: 1161-1173.

KLUMP, J.V. & C.S. MARTINS. 1989. The seasonality of nutrient regeneration in an organic-rich coastal sediment: Kinetic modelling of changing porewater nutrient and sulfate distributions. Limnol. & Oceanogr., 34: 559-577.

KRISTENSEN, E. & T.H. BLACKBURN. 1987. The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: Influence of bioturbation and anoxia. J. Mar. Res. 45: 231-257.

KRISTENSEN, E., S.I. AHMED AND A.H. DEVOL. 1995. Aerobic and anaerobic descomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest? Limnol. Oceanogr., 40: 1430-1437.

LEE, C. 1992. Control on organic carbon preservation: The use of stratified water bodies to compare intrinsic rates of descomposition in oxic and anoxic systems. Geochim. Cosmochim. Acta, 56: 3323-3335.

MARTENS, C.S. 1984. Recycling of organic carbon near the sediment-water interface in coastal environments. Bulletin of Marine Science, 35(3): 566-575.

MCNICHOL, A.P., C. LEE AND E. R.M. DRUFFEL. 1988. Carbon cycling in coastal sediment: 1. A quantitative estimate of remineralization of organic carbon in the sediments of Buzzards Bay, MA. Geochim. Cosmochim. Acta, 52: 1531-1543.

MULLER, P.J. & E. SUESS. 1979. Productivity, sedimentation rates and sedimentary organic matter in the oceans. I.- Organic carbon preservation. Deep-Sea Res., 26A: 1347-1362.

NIXON, S.W. 1981. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. *In*: Nelson, B. & L.B. Cronin (eds.). Nutrient environments in estuaries. Humana Press, New Jersey. pp: 111-138.

PEDERSEN, T.F. & S.E. CALVERT. 1990. Anoxia vs productivity: What controls the formation of organic-carbon rich sediments and sedimentary rocks? Amer. Petrol. Geol. Bull., 74: 454-466.

POMEROY, L.R. 1974. The ocean's food web, a changing paradigm. Bioscience, 24: 499-504.

REDFIELD, A.C., B.H. KETCHUM & F.A. RICHARD. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. *In*: The sea, Vol. 2. M.N. Hill (Ed.), Interscience Publishers, N.Y. pp: 26-77.

REIMERS C.E. 1989. Control of benthic fluxes by particulate supply. *In* Productivity of the ocean: Present and Past. Berger W.H., V.S. Smetacek and G. Wefer (Eds.). John Wiley & Sons. pp: 217-234.

ROSENFELD, J. K. Amonium adsorption in nearshore anoxic sediments. Limol. Oceanogr., 24(2): 356-364.

RUDOLPH, A., R. AHUMADA & S. HERNANDEZ. 1984. Distribución de materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno orgánico y fósforo total en los sedimentos recientes de la Bahía de Concepción. Biología Pesquera, 13: 71-82.

RUDOLPH, A. & R. AHUMADA. 1987. Intercambio de nutrientes entre una marisma con una fuerte carga de contaminantes orgánicos a las aguas adyacentes. Boletin de la Sociedad Biológica, 58: 151-169.

SALAMANCA, M.A. 1989. El efecto de la bioperturbación en la distribución del exceso de 210Pb y 239,240Pu en los sedimentos de Bahia Concepción, Chile. Ciencia y Tecnología del Mar, CONA, 13: 43-56.

SALAMANCA, M. 1993. Sources and sinks of 210Pb in Concepcion Bay, Chile. Ph.D. Dissertation, Marine Sciences Research Center, State University of New York, 251 pp.

SCHULZ, H. B., B.B. JORGENSEN, H. FOSSING AND N.B. RAMSING. 1995. Community structure of filamentous, sheath-building sulfur bacteria, *Thioploca* sp., off the coast of Chile. Appl. Environ. Microbiol (in press).

WASSMANN, P. 1984. Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. Mar. Biol., 83: 83-94.

WISHNER, K., L. LEVIN, M. GOWING & L. MULLINEAUX. 1990. Involvement of the oxygen minimum in benthic zonation on a deep seamount. Nature, 346: 57-59.

U.S. JGOFS 1990. Ocean carbons and climate change: an introduction to the Joint Global Ocean Flux Study. Scientific Committee on Oceanic Research SCOR/JGOFS. Kiel, Germany.

Gayana Oceanol. 4(2): 129-137, 1996 ISSN 0716-9655

REPRODUCCION DE *DIPLOMYSTES NAHUELBUTAENSIS* ARRATIA 1987 (PISCES: DIPLOMYSTIDAE)

REPRODUCTION OF DIPLOMYSTES NAHUELBUTAENSIS *ARRATIA 1987 (PISCES: DIPLOMYSTIDAE)*

Irma Vila, Manuel Contreras y Leopoldo Fuentes*

RESUMEN

Diplomystes nahuelbutaensis Arratia 1987 es un siluriforme que habita las zonas ritrónicas de los ríos Bío Bío, Cautín e Itata. Madura al segundo año de vida y se reproduce durante el verano-otoño coincidiendo con caudales bajos y temperaturas altas del río. La fecundidad es baja (máximo 330 oocitos maduros) y los huevos demersales tienen 2,5 a 3,0 mm de diámetro. El ovario es un saco impar y los testículos lobulados, lo cual confirma las ideas acerca de lo primitivo de la especie.

PALABRAS CLAVES: Diplomystidae, reproducción, bagres, río Bío Bío.

ABSTRACT

Diplomystes nahuelbutaensis 1987 Arratia is a siluriform that inhabits the rithron of the Bío Bío, Cautín and Itata rivers. It matures at 2± years and reproduces at lower river water flow and high water temperatures. Fecundity is low (330 ripe oocytes as a maximun); demersal eggs have a diameter of 2.5 to 3.0 mm).Ovaries are an unpair sac and testes are highly lobated confirming the propositions on the primitivity of the species.

KEYWORDS: Diplomystidae, Reproduction, Catfish, Bío Bío River.

INTRODUCCION

La Familia Diplomystidae es endémica de la subregión Austral de América del Sur (Arratia 1983) y sus especies se describen como bentónicas en aguas rápidas y bien oxigenadas. Considerada como la familia más primitiva del Orden Siluriformes (Arratia *op.cit.*) sus especies se citan distribuidas en las hoyas hidrográficas de Chile central y sur, entre los ríos Aconcagua y Valdivia (Arratia, 1981,1983, 1987; Campos, 1985; Habit, 1994a y b). En la Provincia biogeográfica Chilena su abundancia y distribución se han visto afectadas en los últimos años especialmente por los cambios en la calidad del agua y las alteraciones hidrológicas de los cauces naturales de los sistemas fluviales, considerándoseles hoy en peligro de extinción (CONAF, 1993).

*Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Casilla 65. Santiago.

Las características del ciclo de vida de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 y su distribución espacial restringida a las hoyas del río Bío Bío, Cautín e Itata, la destacan como una de las especies menos conocidas de la fauna íctica chilena de aguas continentales, siendo además particularmente sensible a los cambios anteriormente señalados (Arratia, 1987). Su hábitat es ritrónico, ubicándose principalmente en las zonas bentónicas de pozones profundos y en los márgenes de las secciones transversales de menor velocidad de escurrimiento. Especímenes juveniles y adultos entre 51 a 210 mm se han obtenido en sectores de ritron en el río Cautín (Habit, 1994 b), y un rango de tamaños similar se ha observado en el río Bío Bío y sus principales tributarios, no obstante, la talla máxima de la especie se cita a los 300 mm de longitud total.

Ha sido postulado por Arratia (1981, 1983), que la desaparición de la especie se debería fundamentalmente a las alteraciones de los sistemas acuáticos. Si a esto se aúna el desconocimiento de la estrategia reproductiva (sensu Lowe-McConnell, 1975), posiblemente la reproducción

sea el aspecto más afectado por los cambios hidrológicos del río. El conocimiento de estos aspectos permitiría estudiar la factibilidad de la reproducción artificial como una medida de mitigación ante los cambios ambientales que están ocurriendo en su área de distribución espacial.

METODOLOGIA

Se realizaron muestreos bimensuales de peces en las zonas ribereñas y de pozones del cauce central del río Bío Bío (Estaciones 1 a 4 entre Quilaco y Pangue) y los principales tributarios (Estaciones 5 a 7 en los ríos Huequecura, Queuco y Pangue)), detalladas en la Fig.1. Las capturas de los peces se realizaron con un equipo Coffelt de pesca eléctrica y espineles, entre los meses de enero de 1994 y mayo de 1996.

A 78 ejemplares se les midió la longitud total (L.T.) con un ictiómetro de 0.1 cm de precisión y se les pesó en una balanza AND (modelo 1200A) con 0.1 g de precisión, el peso total (P.T.) y eviscerado (P.E.). El peso de las gónadas se obtuvo en una balanza analítica de precisión con 0.0001 g. Estas mediciones permitieron obtener las relaciones de L.T. y P.T, además de los índices de condición (K y K Evisc.) y gonadosomático (IGS e IGS Evisc.), de acuerdo a Le Cren (1951). El índice de condición de Le Cren (1951) considera en su cálculo al intercepto "a" y la pendiente "b" de la relación longitud-peso (P.T.= a L.T. ^{b}) y fue calculado como:

$$K = P.T. / a\ L.T.^{b}$$

Se realizó observación directa del desarrollo gonadal, recuento y medición de oocitos con una Lupa Wild con micrómetro (modelo M3). Las gónadas se dibujaron en una lupa Leitz Wetzlar con cámara clara (modelo Stemi SV11).

Simultáneamente con las colectas de peces se realizaron mediciones de temperatura del agua y los datos hidrológicos fueron proporcionados por la Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas.

RESULTADOS

El factor de condición calculado con el peso total de los individuos K varió durante el período de estudio entre valores de 0.9 (n=6 enero, 1994) y 1.3 (n=3 abril, 1994) y 1.1 (n=53 marzo, 1996), el factor de condición calculado con el peso eviscerado K Evisc., en tanto, varió entre aproximadamente 0.9 (enero, 1994) y 1.1 (marzo, 1995; agosto, 1995). De estos dos índices de condición el patrón de variación de K Evisc. estuvo más relacionado a la reproducción de *D. nahuelbutaensis*, coincidiendo los valores más bajos con la presencia de gónadas maduras (Fig. 2).

Las relaciones de L.T. y P.T. y de L.T. y P.E se señalan en las Figs. 3 y 4, las ecuaciones que describen estas relaciones presentaron un elevado nivel de ajuste, el coeficiente de correlación r^2 fue mayor de 0.95 en los dos casos, indicando un elevado grado de asociación entre estas variables.

Respecto de los índices gonadosomáticos IGS, calculado con P.T., e IGS Evisc., calculado con P.E. (Fig. 5), los mayores valores de estos índices son encontrados desde enero hasta mayo, coincidiendo con la observación de una mayor proporción de gónadas maduras durante este período y también con la observación de gónadas desovadas en los meses de marzo a mayo.

D. nahuelbutaensis es bisexual e iteróparo y presenta un largo período reproductivo, el cual se extendió entre los meses de noviembre y mayo durante el período de estudio. La proporción sexual correspondió a un 36.3% de hembras, un 56.6% de machos y un 7.1% de ejemplares indeterminados. Las observaciones del estado de desarrollo de las gónadas coinciden con el índice gonadosomático en señalar la talla mínima de madurez sexual a los 11 cm de L.T.

Los testículos son fuertemente ramificados con lóbulos anteriores más largos y gruesos. Los posteriores se adelgazan y alargan progresivamente. Cuando maduros adquieren coloración crema y se ven turgentes (Fig. 6 a, b). Los ovarios presentan sólo un saco ovárico sin división interna o externa. La pared es gruesa y de ésta nacen filamentos alrededor del cual se fijan los oocitos, lo cual le da el aspecto a la gónada de poseer una gran cantidad de racimos a los cuales se fijan los oocitos. El diámetro de los oocitos en el período inicial de maduración fluctúa entre

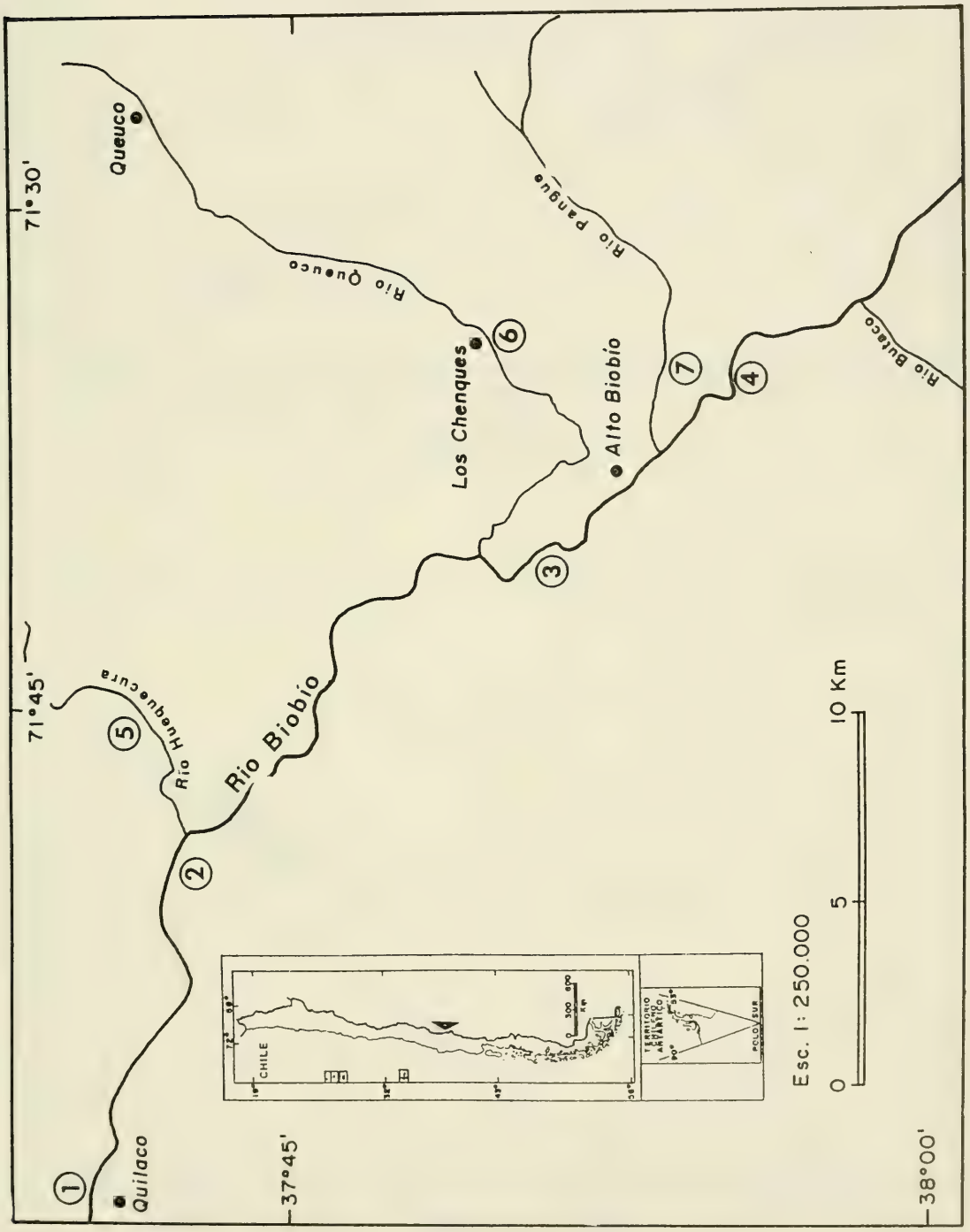


FIGURA 1. Area de estudio (Santa Bárbara a Ralco) en el río Bío Bío y sitios de captura de peces. Estaciones 1 a 4 cauce central. Estaciones 5 a7 ríos Huequecura, Queuco y Pangue, respectivamente.

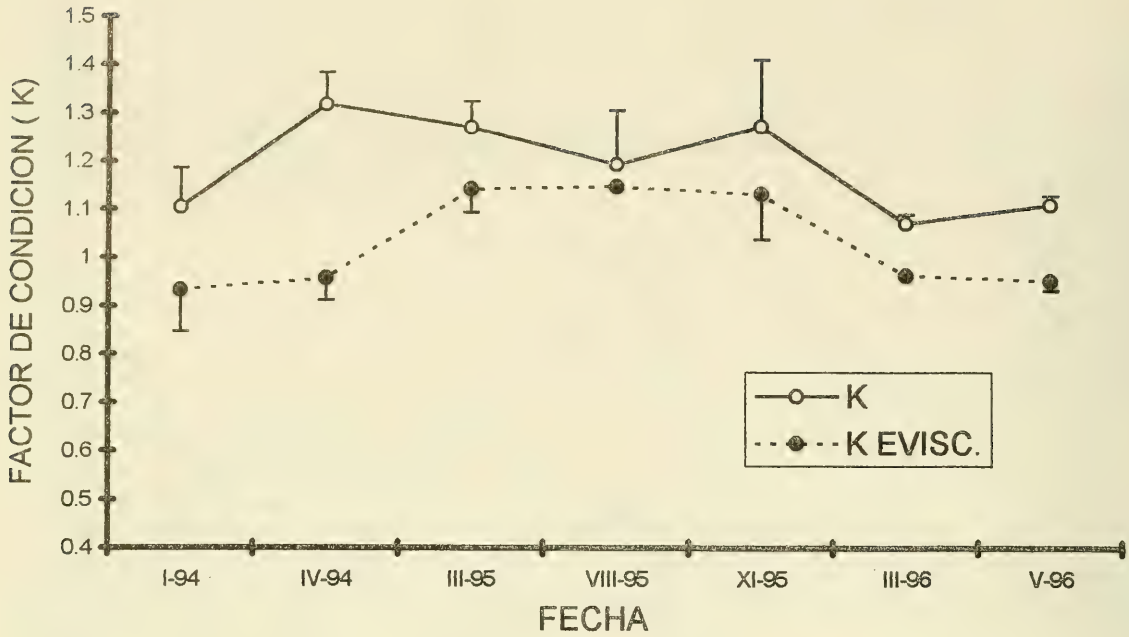


FIGURA 2. Indice de condición de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987. Datos expresados como promedio ± EE.

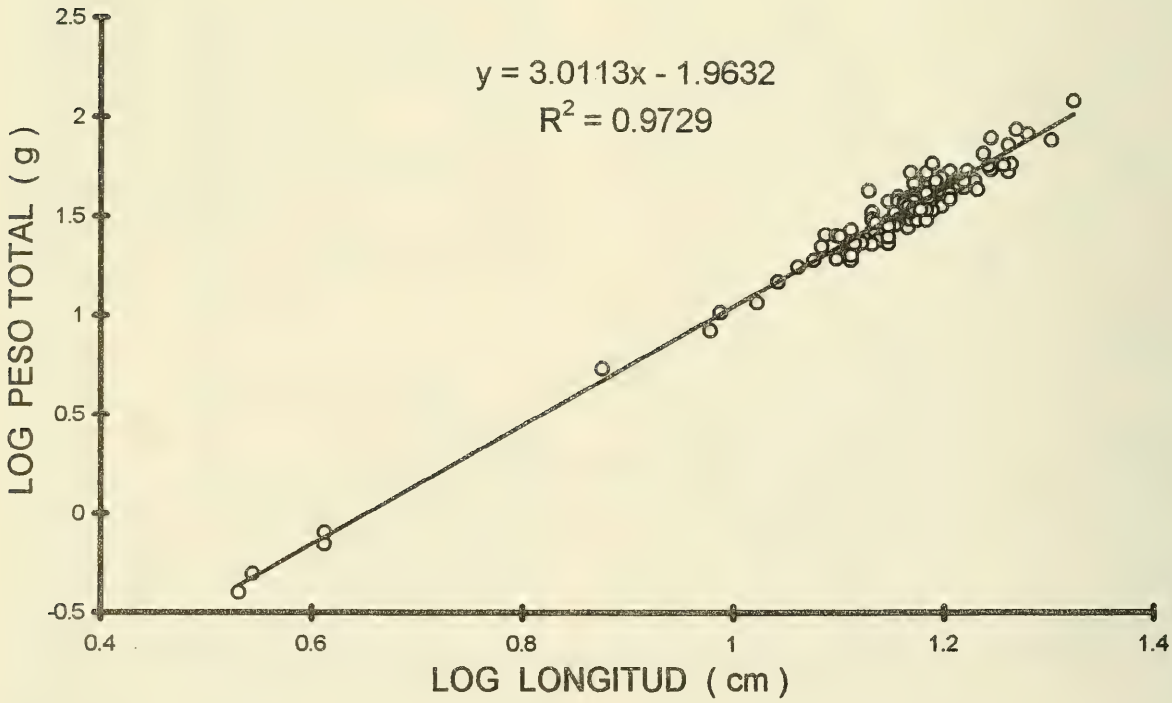


FIGURA 3. Relación de Longitud Total (L.T.) y Peso Total (P.T.).

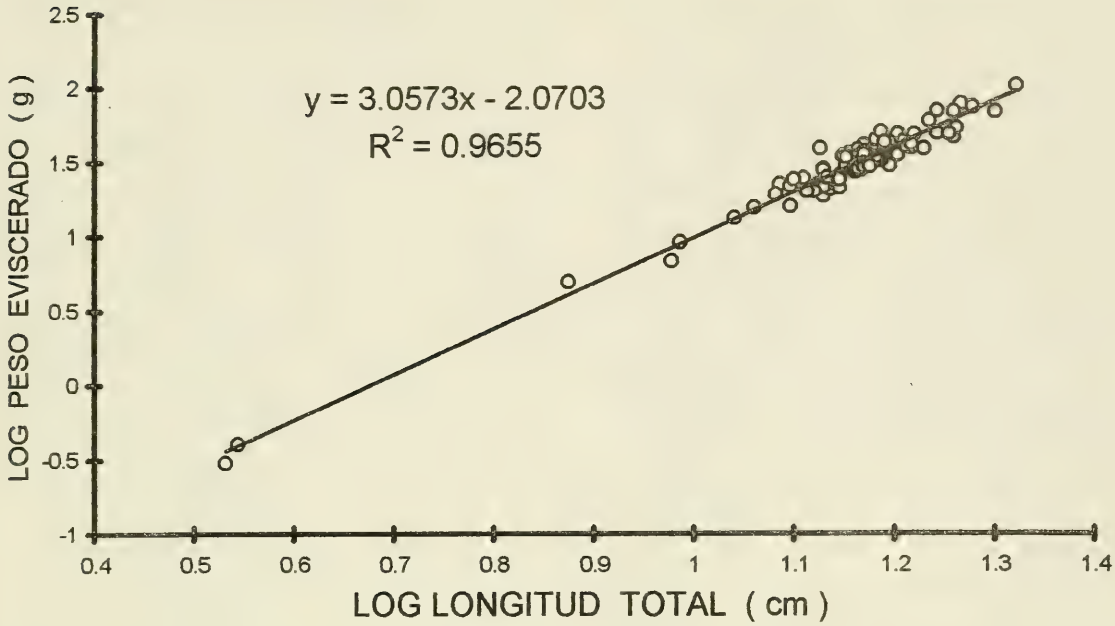


FIGURA 4. Relación de Longitud Total (L.T.) y Peso Eviscerado (P.E.).

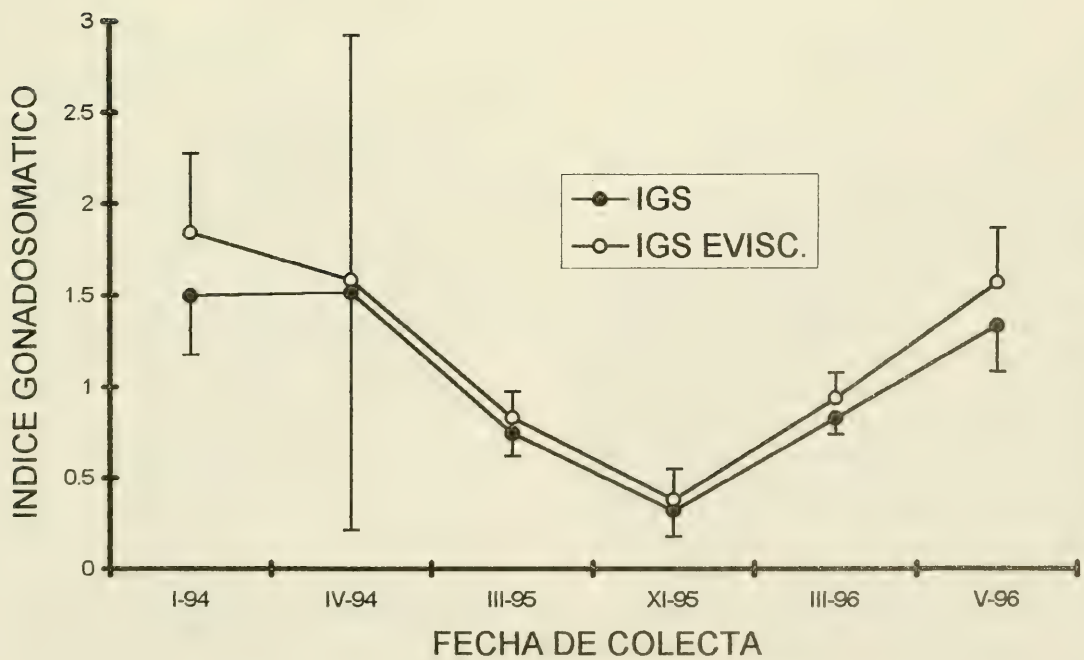


FIGURA 5. Indice gonadosomático (I.G.S.), calculado con P.T. y P.E. Datos expresados como promedio ± EE.

los 0,8 mm y 2 mm. A medida que se completa el proceso de vitelogénesis madura un 50%, los cuales final- mente alcanzan hasta los 3 mm de diámetro (Fig. 6 c,d). El proceso de crecimiento final previo al desove parece ser muy rápido puesto que es frecuente encontrar ovarios con talla máxima de oocitos de 2 mm y sólo en una oportunidad fue posible encontrar oocitos de 3 mm. En este último caso, los filamentos llevan sólo oocitos grandes. La fecundidad fluctuó entre 85 oocitos en hembras de 12.6 cm de L.T. y 331 en hembras de16.9 cm de L.T.

La fecundidad de *D. nahuelbutaensis*, analizada como el número de huevos v/s la L.T. de los ejemplares (Fig. 7), dependió del tamaño corporal de los ejemplares. El grado de asociación entre estas variables fue sin embargo moderado, el coeficiente de correlación r^2 alcanzó sólo un valor de 0.58.

La Fig. 8 detalla los antecedentes de temperatura del agua, la cual fluctúa entre 5° y 18°C y el caudal del río, el cual representa los promedios de 40 años de información, variando entre 550 m^3/seg y 200 m^3/seg, en la zona de estudio. Esto muestra la dinámica estacional de los procesos hidrológicos y térmicos, estableciendo un patrón en el cual éstos se relacionan en forma inversa.

DISCUSION

D. nahuelbutaensis presenta un saco ovárico con número de huevos bajo, de tamaño grande y gran cantidad de vitelo, los cuales reflejan además del hábitat de la especie, la primitividad del grupo. Los testículos de otros silúridos también son lobulados y se cita que sólo la porción anterior de ellos produce semen (Harder, 1975). Aun se desconoce si lo mismo ocurre en esta especie. El desove se produce a fines del verano y comienzos del otoño, no obstante, el proceso de maduración es bastante temprano, existiendo probablemente variabilidad interanual en la extensión temporal de este proceso.

D. nahuelbutaensis habita en un ambiente variable y una reproducción exitosa debería coincidir con la eclosión de los juveniles cuando las condiciones físicas y biológicas del medio son óptimas. Así, el desove de *D. nahuelbutaensis* es coincidente con los caudales más bajos del río durante el período de estudio, sin embargo, existiría una relación directa con la temperatura necesaria para la reproducción.

El río Bío Bío se caracteriza por tener un régimen hidrológico pluvio-nival de carácter torrencial. A partir de este régimen se diferencian claramente los períodos de aguas altas y estiaje, siendo este último significativamente menor en términos de sus caudales: i) aguas altas (invierno-primavera), en donde se modifican las características físico-químicas del agua, influenciadas principalmente por la disminución en la temperatura y el incremento en los caudales de los ríos. De acuerdo con los resultados de trabajos paralelos de los autores acerca de la calidad del agua, en este período se observa una reducción en la concentración de los nutrientes disueltos, en cambio, los nutrientes en su forma particulada y los sólidos totales suspendidos aumentan. ii) aguas bajas (verano-otoño), este período se caracteriza por una drástica disminución de los caudales y un incremento paulatino en la temperatura del agua, inicialmente se observa un aumento en la concentración de los nutrientes disueltos y sólidos totales disueltos, pero a medida que aumenta la temperatura del agua se produce una demanda de estos elementos por procesos de tipo biológico.

Coincidiendo con el comportamiento de *D. nahuelbutaensis*, la información acerca del desove de otras especies ritrónicas señala que los estímulos que finalmente gatillan la maduración de los oocitos son complejos y generalmente requieren de la confluencia de factores climatológicos (luz y temperatura) e hidrológicos (Welcomme,1992) En este caso, la reproducción coincidiría con el período de aguas bajas y temperaturas máximas del período verano-otoño.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado a través del Convenio Empresa Eléctrica Pangue S.A. y la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile. Se valora el aporte al trabajo de dos correctores anónimos.

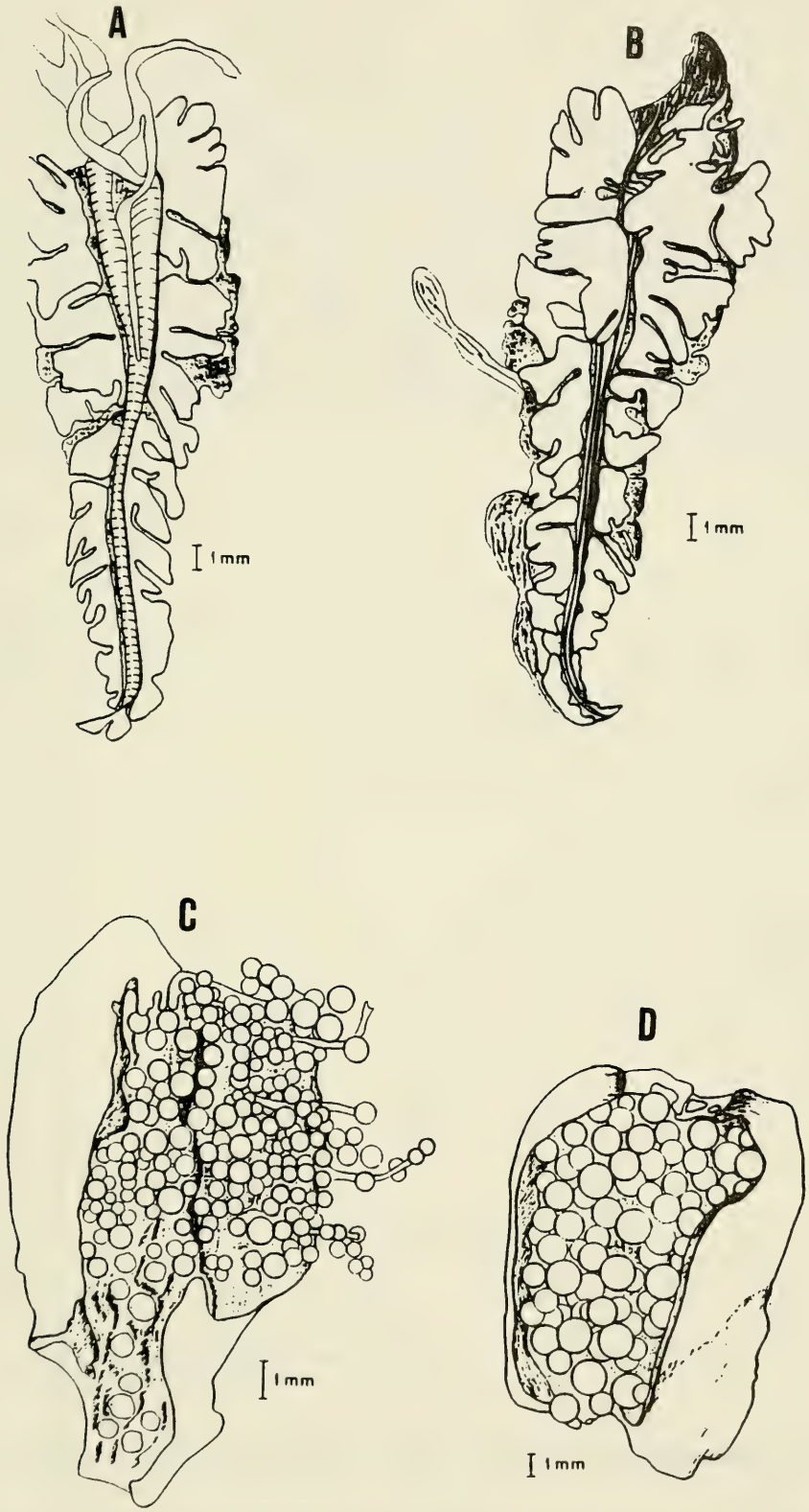


FIGURA 6. Morfología externa de las gonadas de hembras y machos de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987. a) machos de maduración, b) machos maduros, c) hembras en maduración y d) hembras maduras.

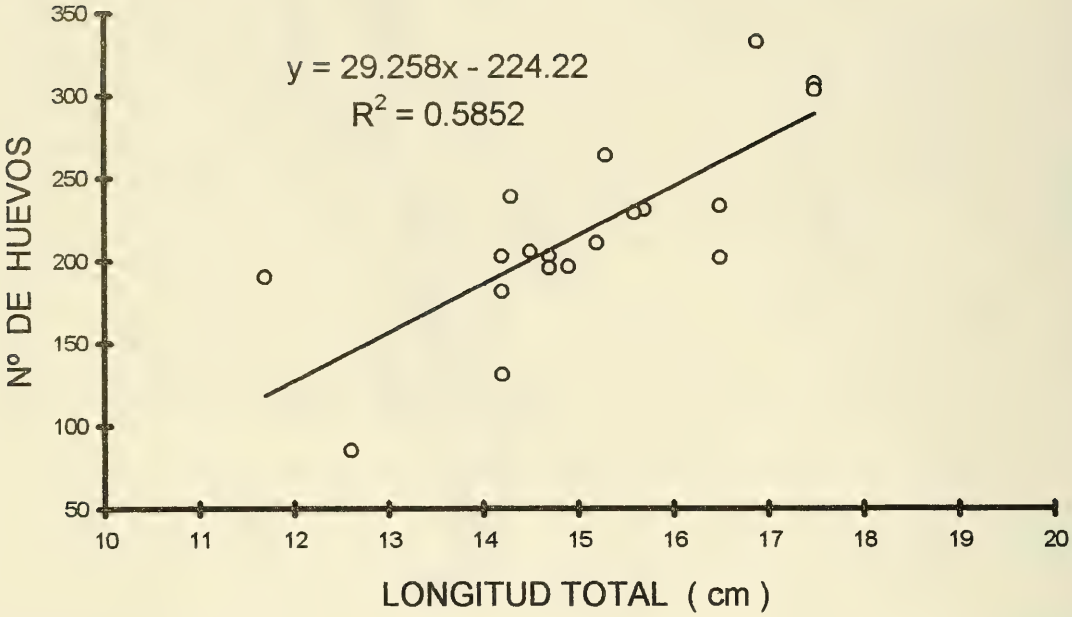


FIGURA 7. Fecundidad de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987.

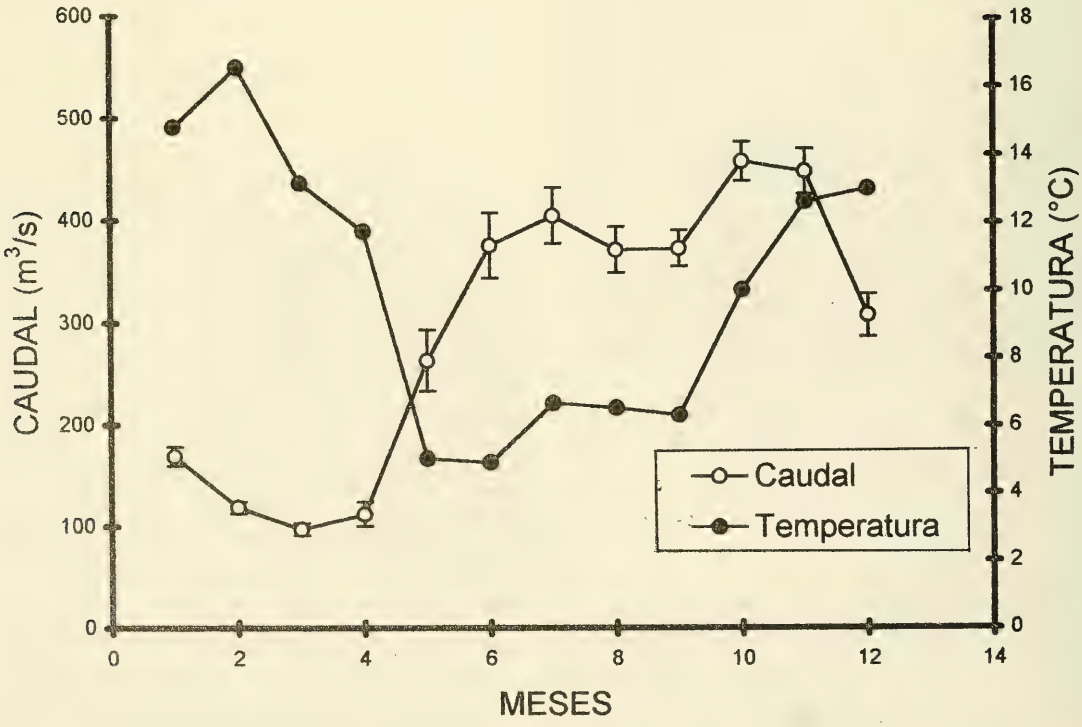


FIGURA 8. Reproducción de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987. (Pisces: Diplosmystidae).

BIBLIOGRAFIA

ARRATIA, G. 1981. Géneros de peces de aguas continentales de Chile. Mus. Nac. Hist. Natur. Chile, Publ. Ocas. 34:1-108.

Arratia, G. 1983. Preferencias de hábitat de peces siluriformes de aguas continentales de Chile (Fam. Diplomystidae y trichomycteridae). Studies on Neotropical Fauna and Environment. 18 N° 4: 217-237.

ARRATIA, G. 1987. Description of the primitive Family Diplomystidae (Siluriformes, Teleostei, Pisces): Morphology, Taxonomy and Phylogenetic implications. Bonner Zoologische Monographien, Nr 24:1-120. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig. Bonn.

CAMPOS, H. 1985. Distribution of fishes in the Andean rivers in the South of Chile. Arch. Hydrobiol., 104(2): 169-191.

CONAF 1993. Lista Roja de los Vertebrados de Chile. Santiago, Chile. 70 pp. A. Glade (Editor).

HABIT, E. 1994a. Contribución al conocimiento de la fauna íctica del Río Itata. Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 65, pp. 143-147.

HABIT, E. 1994b. Ictiofauna en canales de riego de la cuenca del Río Itata durante la época de otoño-invierno. Com. Mus. Hist. Nat. Concepción 8:7-12.

HARDER, W. 1975. Anatomy of Fishes. 2 vols. E. Schweizerbart-sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart.

LECREN, E.D. 1951. The lenght-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in perch (*Perca fluvialis*). J. Animal Ecol. 20: 201-219.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1975. Fish communities in tropical waters. London, Longman, 337 pp.

WELCOMME, R. 1992. Pesca Fluvial. FAO Documento Técnico de Pesca. N° 262. Roma, 303 pp.

Gayana Oceanol. 4(2): 139-151, 1996 ISSN 0716-9655

DINAMICA FITOPLANCTONICA EN EL SISTEMA DE SURGENCIA FRENTE A COQUIMBO (30°S) A TRAVES DE LA RELACION FUNCIONAL ENTRE FOTOSINTESIS E IRRADIANZA (P-I)

PHYTOPLANKTON DYNAMICS IN THE UPWELLING-SYSTEM OFF COQUIMBO (30° S) THROUGH THE FUNCTIONAL RELATIONSHIP BETWEEN PHOTOSYNTHESIS AND IRRADIANCE (P-I)

Montecino, V.*, G. Pizarro** y D. Quiroz*

RESUMEN

Los parámetros fotosintéticos derivados de la relación funcional entre fotosíntesis e irradianza (P-I) fueron utilizados para caracterizar la dinámica del fitoplancton en el sistema de surgencia frente a Coquimbo (30°S). Los experimentos *in vitro* para estimar productividad primaria diaria (PP) se realizaron con muestras de varias profundidades en estaciones costeras y oceánicas correspondientes a siete cruceros del proyecto JGOFS entre 1992-1994. La eficiencia fotosintética a irradianza limitante (α) fue independiente en cualquier época de la localización espacial (costa/océano; dentro/fuera de la capa superficial de mezcla). La tasa máxima de fotosíntesis normalizada por clorofila a (P^B_{max}) dentro de la capa superficial de mezcla fue igual en el área costera que en la oceánica (7,45 mgC mgCla^{-1} h^{-1}) y fue dependiente de la profundidad de origen (Z_{or}) de la muestra incubada, sólo en en el área costera. La variabilidad de PBmax es explicada por el gradiente de luz, siempre y cuando Zor esté por debajo de la profundidad (H) de la capa superficial de mezcla. P^B_{max} fue independiente en la escala temporal pero α fue mayor en otoño-invierno e Ik en verano. La PP diaria, que se calculó de los parámetros fotosintéticos e irradianza, fluctuó en un orden de magnitud (140-2955 mg C m^2 d^{-1}), relacionándose en forma inversa con H en el área costera. El análisis de las variaciones espacio-temporales de los parámetros fotosintéticos mostró bajo qué condiciones éstos pueden ser considerados como estables, independientes de los factores forzantes e indicativos del estado funcional del elenco fitoplanctónico y de su dinámica en ambientes heterogéneos.

PALABRAS CLAVES: Parámetros fotosintéticos, capa de mezcla, producción diaria.

*Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Casilla 563, Santiago, Chile.
**Instituto de Fomento Pesquero, Punta Arenas, Chile.

ABSTRACT

The photosynthetic parameters derived from the functional relationship between photosynthesis and irradiance (P-I), were used to characterize the phytoplankton dynamics in the upwelling-system off Coquimbo (30°S). *In vitro* primary production experiments (PP) were performed with samples of different depths in coastal and oceanic stations, during seven JGOFS cruises between 1992- 1994. The photosynthetic efficiency at limiting irradiance (α) was spatially (coast-ocean; within/without the upper mixing layer) independent at any time. The maximum photosynthetic rate normalized to chlorophyll a (P^B_{max}) within the upper mixing layer was similar between coastal and oceanic stations (7,45 mg C mg Cla^{-1} h^{-1}) and was dependent on the original sample depth (Zor) only in the coastal area. The light gradient explains P^B_{max} variability only when Zor was below the upper mixing layer. In the temporal scale P^B_{max} did not change, nevertheless (was higher in autumn-winter and Ik was higher in summer. Daily PP, calculated from the photosynthetic parameters and the irradiance, varied in one order of magnitude (140-2955 mg C m^2 d^{-1}) and was significant and inversely proportional to the depth of the upper mixed layer in the coastal stations. The spatio-temporal analysis of the photosynthetic parameters showed the conditions under which they can be considered stable, independent of the forcing factors and were indicative of the functional conditions of the phytoplankton assemblage and its dynamic in heterogeneous environments.

KEYWORDS: Photosynthetic parameters, mixed layer, daily production.

INTRODUCCION

Los estudios de producción primaria (PP) debido a la cascada de respuestas fisiológicas del fitoplancton, especialmente frente a los cambios de irradianza que experimenta inherentes a los

procesos de mezcla vertical (Cullen & Lewis, 1988), requieren de un cuidadoso manejo de las escalas (Platt & Sathyendranath, 1993). Por un lado existe una gran complejidad metodológica en las estimaciones de PP y por otro, debido a la dinámica intermitente que caracteriza los ecosistemas de surgencia, los patrones de PP son difíciles de integrar. Considerando que el océano padece de un submuestreo crónico en lo que se refiere a PP (Platt *et al.*, 1989) y siendo este un problema agudo frente a Chile, una aproximación consiste en estudiar la relación entre fotosíntesis (P) e irradianza (I). El modelo P-I a pesar de su carácter descriptivo, ha permitido explicar el proceso de PP, ya que los parámetros derivados de esta relación funcional tienen significado biológico (Cotê & Platt, 1984).

Esta modalidad metodológica, que no requiere mantener el experimento suspendido en la columna de agua, ha resultado ventajosa porque permite incrementar la resolución espacial y temporal para cuantificar PP (Harrison *et al.*, 1985). Adicionalmente los parámetros fotosintéticos permiten realizar extrapolaciones utilizando perfiles de irradianza y clorofila (Herman & Platt, 1986) complementarios al uso de sensores radiométricos que estiman clorofila desde el espacio (satélites y aviones), con significativo aumento cuantitativo en la resolución temporal y la cobertura para estudiar el océano superficial.

En la corriente del margen oriental del Pacífico Sur frente a Coquimbo (30°S) donde ocurren permanentemente eventos de surgencia (Uribe & Neshyba, 1983; Fonseca & Farías, 1987), aquí documentados por imágenes AVHRR* obtenidas en el Centro de Estudios Espaciales de la Universidad de Chile (Fig. 1a, b, c y d), los parámetros fotosintéticos derivados de la relación P *versus* I: la eficiencia fotosintética a irradianza limitante (Alfa), la tasa máxima de fotosíntesis normalizada por clorofila a (P^B_{max}) e Ik como parámetro derivado (P^B_{max}/α) se utilizarán para caracterizar la dinámica de este sistema.

Se analizará cuán dependientes son estos parámetros en la escala espacial (si la muestra provenía o no de la capa superficial de mezcla o del área costera *versus* el área oceánica) y también su variabilidad en el tiempo (meses del año), considerando por un lado la gran flexibilidad del complejo cosechador de luz en respuesta a los cambios ambientales (Vincent, 1990), en contraposición al supuesto de no dependencia de los parámetros fotosintéticos en relación a la estación del año, la profundidad, la temperatura y la luz, para el caso de un modelo predictivo para fitoplancton antártico (Mitchell & Holm-Hansen, 1991).

Los resultados de siete cruceros realizados entre 1992-1994 permiten caracterizar biológicamente el sistema en términos de la PP diaria en la columna de agua (calculada con el modelo P-I), la clorofila integrada en la zona eufótica (zeu) y los parámetros fotosintéticos del fitoplancton, considerando a la profundidad de la capa de mezcla (H) como uno de los factores forzantes.

*AVHRR: Advanced Very High Resolution Radiometer.

MATERIALES Y METODOS

En un área de la corriente del margen oriental del Pacífico Sur frente a Coquimbo (30°S) se realizaron entre febrero de 1992 y septiembre de 1994 (Tabla I), mediciones de PP en estaciones costeras (<50 km) y oceánicas (80 y 200 km) durante los cruceros (I a IX) del proyecto JGOFS/SAREC-SIDA**. Durante los trayectos se midió la Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) incidente en superficie (Io) y su penetración en el agua en cada estación, con cuantómetros LiCor 190SB y 193SB en febrero de 1992 y desde abril de 1992 en adelante con espectroradiómetros PUV 500 y 501 (Biospherical Instr.). Estas mediciones permiten calcular los coeficientes de extinción de la irradianza (k_{PAR}) necesarios para determinar la profundidad de la zona eufótica (z_{eu}) correspondiente al 1% de Io y las profundidades de muestreo de acuerdo con los distintos porcentajes de Io (Montecino y Pizarro, 1995).

Previo a los experimentos P-I, se midieron con el sensor LiCor 190SA, los niveles de irradianza de cada ranura de un incubador miniaturizado (Talbot *et al.*, 1985). Para este fotosintetrón prototipo, oscilante y termorregulador, se utiliza una lámpara de 500 Watt y el gradiente de luz se genera con filtros neutros colocados en la base de las ranuras. La temperatura utilizada fue el promedio en la capa de mezcla, que se obtiene circulando agua por el bloque del incubador regulada por un termostato y dedo frío Haacke E3 y EK12.

Para medir biomasa (clorofila a) y PP, la toma de muestra en la columna de agua se realizó en siete profundidades con botellas Go-Flo de 30 L en las primeras campañas y posteriormente con las botellas Niskin del sistema de la Rosetta (Fitzwater *et al.* 1982). Al menos dos de las siete profundidades se utilizaron para experimentos P-I, las que se seleccionaban tomando en cuenta si se encontraban sobre o bajo la termoclina y de acuerdo con el porcentaje de irradianza (al menos una muestra sobre 50% y otra bajo 10% de Io) calculado con los respectivos k_{PAR}.

En las tres primeras campañas una submuestra de 25 ml de cada profundidad se inoculó con Na H $^{14}CO3$ para obtener una concentración de 1 µCi por ml, esto se aumentó posteriormente al doble en volumen y en concentración (50 ml y 2 µCi/ml) para incrementar el número de cuentas finales. Por cada profundidad, veinte miniviales ya puestos en el fotosintetrón fueron llenados en oscuridad con 1 ó 2 ml de muestra inoculada con ^{14}C, los que inmediatamente se expusieron al gradiente de luz entre 1 a 2 horas. Se puso fin a la incubación añadiendo 50 µl de formalina tamponada a cada vial y posteriormente el exceso de carbono fue removido con 250 µl de HCl, 6N por cada vial. Los viales se agitaron entre 1 a 4 h en un Multi-Mixer (Lab Line). Finalmente se agregó 3 ml de coctail de centelleo Ready Gel (Beckmann) a cada vial, los que se homogeneizaron con un Mixer (Lab Line). Para los recuentos se utilizó un contador de centelleo líquido Beckmann LS 5000 TD. Para calcular el carbono fijado se utilizó un valor constante de carbono inorgánico de 22000 mgC m^{-3}. De cada muestra original y para determinar clorofila a, se filtraron entre 1 y 2 L por filtro de 47 mm (Whatmann GFF o similar), los que se guardaron congelados hasta su posterior extracción en acetona al 90% por 24 h en frío. Estos extractos se leyeron en un espectrofotómetro Shimadzu 150-02, y para determinar la concentración de clorofila a se utilizaron las ecuaciones de Jeffrey & Humphrey (1975). Para el ajuste de las curvas P-I de cada experimento se utilizó la ecuación exponencial de saturación de Jassby & Platt (1976).

$$P^B = P^B_{max} \tanh(\alpha \cdot I / P^B_{max})$$

Para definir la profundidad (H) de la capa superficial de mezcla (C_{sm}) se utilizaron los gradientes de densidad obtenidos por los perfiles CTD (Sergio Salinas, comunicación personal).

Análisis de regresión lineal simple y correlación no paramétrica (Rs: correlación de Spearman) fue usado para evaluar la relación entre los parámetros fotosintéticos y la profundidad de origen de la muestra. Para comparar los parámetros en relación de la localización espacial costa/océano y de la época del año se utilizó el estadístico de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney (Sokal y Rohlf, 1981).

*JGOFS: Joint Global Ocean Flux Studies; SAREC-SIDA (Swedish International Development Agency).

RESULTADOS

Efecto espacial

La magnitud de los parámetros α y P^B_{max} según su profundidad de origen (Z_{or}) de todos los experimentos (n=52) en las estaciónes costeras y estaciones oceánicas se muestran en la Fig. 2. El diagrama de dispersión de los valores de α con respecto a Z_{or} (Fig. 2a), muestra que no existe relación en cualquiera de los dos grupos de estaciones consideradas (oceánicas=P>0.20, costeras=P>0.50); en tanto el diagrama de dispersión de P^B_{max} con respecto a Z_{or} mostró una correlación (Rs=0.61; P<0.002) y pendiente (b=0.1277; P<0.01) significativa, sólo para las estaciones costeras (Fig. 2b). El análisis de correlación describe una situación de independencia entre P^B_{max} y Zor para estaciones costeras y oceánicas al considerar sólo los datos que se encuentran dentro de la capa de mezcla (Fig. 3a). Sin embargo, la Figura 3b aclara que la correlación significativa encontrada para P^B_{max} y Z_{or} de las muestras en las estaciones costeras de la Figura 2b, se debe a la correlación que se da entre estas dos variables cuando Z_{or} está bajo H.

A pesar que sólo se observa una relación negativa significativa entre P^B_{max} y profundidad en las estaciones costeras, el análisis de Kruskal-Wallis deja en evidencia que sin importar la localización de la estación (costera u oceánica) ni el período del año, el valor promedio de P^B_{max} que se encuentra en la capa de mezcla es significativamente mayor al promedio bajo la capa de mezcla (Kruskal Wallis=9.10; P<0.005) (Tabla II).

Un análisis de Mann-Whitney corrobora tal diferencia (P=0.013 y P=0.026, para las estaciones costeras y oceánicas respectivamente).

Con respecto a α, los valores promedio no cambian en función de la localización (costa-océano, profundidad) (Tabla II). En cuanto a I_k, al igual que P^B_{max}, este parámetro sólo se ve afectado por la posición del fitoplancton respecto de la capa de mezcla (Tabla II).

EFECTO TEMPORAL

Al comparar las medianas de todos los valores desde 1992 a 1994 de cada uno de los parámetros fotosintéticos analizados, agrupados en distintas épocas del año, se observa que P^B_{max} no es significativamente diferente durante el año (Fig. 4), (Kruskal Wallis=4.01; P=0.261), lo cual permite caracterizar el parámetro al valor 6,19 mgC mgCl-a^{-1} h^{-1}, en tanto (e I_k varían en función del tiempo (α: Kruskal Wallis=19.56, P=0.000; I_k: Kruskal Wallis=10.63, P=0.014). El parámetro α es mayor en los meses de otoño e invierno (0.068 mgC mgCla^{-1} h^{-1} (µmol m^{-2} s^{-1})$^{-1}$) que en los meses de primavera-verano (0.031 mgC mgCl a^{-1} h^{-1} (µmol m^{-2} s^{-1})$^{-1}$), e I_k en los meses de verano fue 243 µmol m^{-2} s^{-1} y un promedio de 113 µmol m^{-2} s^{-1} para los otros meses.

RELACION ENTRE LA PROFUNDIDAD DE LA CAPA DE MEZCLA (H), PARAMETROS FOTOSINTETICOS Y PP

La PP diaria y clorofila a (Cla) integrada en z_{eu} ($\int$Cla)por fechas de cada experimento, α y P^B_{max} de muestras cuyas profundidades de origen estaban contenidas en la capa superficial de mezcla (C_{sm}) y la profundidad de H (Tabla I) fueron utilizados para analizar la relación entre P^B_{max}-PP y H-PP. Considerando estaciones costeras y oceánicas, P^B_{max} promedio dentro de la C_{sm}, tiene una capacidad explicativa baja en relación a PP diaria (r^2=0.28), sin embargo H está correlacionada con PP. Esto se produce por una correlación significativa entre H y PP obtenida sólo para la zona costera (Rs=-0,733; P<0.05) y no para la zona oceánica. Cabe señalar que la mediana de la capa de mezcla en la zona costera es significativamente menor (Mann-Whitney U=13; P=0.015) que en la zona oceánica: H= 12 m *versus* H= 34,9 m.

Considerando todas las mediciones, la PP promedio para la zona oceánica es de 543 mg C m^2 h^{-1} con valores entre 246 y 1323 mg C m^2 h^{-1} y en la zona costera es de 1063 mg C m^2 h^{-1} con valores entre 140 y 2955 mg C m^2 h^{-1} (Tabla I) con coeficientes de variación de 60 y 71%, respectivamente.

DISCUSION

Para ajustar los experimentos P *versus* I debe tomarse en cuenta que los modelos describen diferentes funciones según éstos sean modelos de saturación o de fotoinhibición (Iwakuma & Yasuno, 1983) y en consecuencia existen diferencias significativas entre las estimaciones de los parámetros (Frenette *et al.*, 1993). A pesar que se ajustaron diferentes modelos, la mejor precisión con respecto a los parámetros α y P^B_{max} (error relativo) fue obtenida con el modelo de Jassby & Platt (1976) y tomando en cuenta que la fotoinhibición no es relevante en la determinación de la PP integrada, sólo este modelo fue usado para todos los experimentos realizados.

La utilidad de las curvas P-I (Harrison *et al*, 1981, 1985; Coté & Platt, 1983, 1984) se traduce en una mejor comprensión de los factores controladores de la productividad de la capa superficial del océano. Por ello el análisis consideró la variabilidad de los parámetros fotosintéticos en relación a su profundidad Z_{or} con respecto a la estratificación de la columna de agua, principalmente por la relación entre estratificación térmica con otros factores forzantes que aquí no se analizan tales como la disponibilidad de nutrientes y la radiación.

VARIABILIDAD ESPACIAL DE LOS PARAMETROS

El parámetro P^B_{max} osciló entre 2,65-17,39 mgC(mg Cla)$^{-1}$ h^{-1} en el área costera con una mediana dentro de la C_{sm} de 7,54 mgC(mg Cla)$^{-1}$ h^{-1} y en el área oceánica varió entre 2,34 y 14,06 mgC(mg Cla)$^{-1}$ h^{-1} con una mediana en C_{sm} de 7,37 mgC(mg Cla)$^{-1}$ h^{-1}, ambas medianas estadísticamente iguales (p=0,476 Mann Whitney) por lo cual se puede considerar un P^B_{max} para la zona de estudio de 7,45 mgC(mg Cla)$^{-1}$ h^{-1} que es comparable y cercano a los valores máximos de los intervalos de otros lugares de alta productividad, pero significativamente menor al máximo teórico de 25 mgC (mg Cla)$^{-1}$ h^{-1} (Falkowsky, 1981). Altos valores de capacidad fotosintética podrían también atribuirse a la metodología utilizada, en la que no se filtra la muestra original pa-

ra la medición de la fijación del ^{14}C.

P^B_{max} depende molecularmente del sistema transportador de electrones y de la actividad enzimática, de tal manera que una vez saturado por luz la curva no sigue con pendiente positiva (Peterson *et al.* 1987, Vincent, 1990) pero también es importante considerar que P^B_{max} está determinado por fotohistoria (Geider, 1993). El tiempo de ajuste a un incremento en la densidad del flujo de fotones depende del gradiente de luz, pero la tasa de aclimatación es dependiente de la tasa de crecimiento y si la escala temporal del proceso de mezcla es menor que el de la fotoadaptación, la C_{sm} aparecerá uniforme (Cullen & Lewis 1988).

Ya que el valor promedio de P^B_{max} en la C_{sm} no es significativamente distinto entre las estaciones costeras y oceánicas, al igual que lo sucedido con los promedios de I_k, significa que el grado de adaptación del fitoplancton es el mismo en la capa de mezcla en los dos lugares, a pesar de la diferencia en la profundidad de la capa de mezcla. Lo anterior implica que la escala temporal del proceso de mezcla en la C_{sm} es menor que el de la fotoadaptación (Cullen & Lewis *op. cit.*), o bien dentro de C_{sm} la luz no sería un factor limitante ni en las estaciones costeras ni en las estaciones oceánicas. Sin embargo, el grado de fotoadaptación del fitoplancton o disponibilidad de la luz en la C_{sm} y bajo esta son significativamente distintos para cualquier época del año. Estos resultados muestran evidencia que P^B_{max} es dependiente de la profundidad, siempre y cuando se incluyan Z_{or} que provengan de profundidades bajo H.

El parámetro α no varió en función de la localización espacial (horizontal y vertical) pero si varió estacionalmente, por lo que la escala requerida para hacer variar α se produciría estacionalmente y no en la columna de agua. De lo anterior, los valores representativos de α para el área de estudio son para los meses de primavera/verano entre 0.034 ±0.013 y 0.026 ± 0.009 mgC mg Cla^{-1} h^{-1} (µmol m^{-2} $s^{-1})^{-1}$, y para los meses de otoño/invierno entre 0.072 ±0.012 y 0.062 ±0.011 mgC mg Cla^{-1} h^{-1} (µmol m^{-2} $s^{-1})^{-1}$. α depende del sistema cosechador de luz de las células, pigmentos antena y centros de reacción, lo que implica que las variaciones se producen por cambios en la absorbancia específica de los pigmentos fotosintetizadores o por la presencia de diferentes especies y no por los cambios en la irradianza (Geider, 1993). Por lo tanto, el gradiente espacial de absorbancia específica y composición de especies debería ser similar a α. Por otro lado, se sabe también que α depende de la tasa de crecimiento y aumenta cuando el crecimiento disminuye.

Variabilidad temporal de los parametros

Al obtener la mediana para los valores de los parámetros se observó variabilidad temporal para α e I_k. Así α fue significativamente mayor en los meses de otoño-invierno, en tanto I_k fue mayor en los meses de verano. Dado que α varía en función de las especies (Geider *op. cit.*) y el factor de fotoadaptación I_k es también mayor en el verano, es posible concluir que el comportamiento del sistema no sólo depende del forzamiento físico-químico sino de las características taxonómicas y morfo-fisiológicas de las especies, i.e. configuración del sistema cosechador de luz según se trate de especies sol o especies sombra (Vincent, 1990) lo cual sería distinto en un gradiente temporal anual.

Que el I_k varíe igual que P^B_{max} en el espacio y no en función de la eficiencia (α) por un lado (Tabla II) y que I_k al igual que α varíe en función de la estacionalidad por el otro (Fig 4), sugiere que los mecanismos que hacen variar la fotoadaptación del fitoplancton en el tiempo y el espacio son de distinta naturaleza.

Parametros fotosinteticos, produccion diaria y biomasa integrada ($\int$ Cl-a) en funcion de la profundidad de la C_{SM}

En el área de estudio el tamaño de la capa de mezcla es afectado por los eventos de surgencia principalmente en las estaciones costeras, donde incluso en ocasiones H era igual a cero con un coeficiente de variación de 120%, en tanto en las estaciones oceánicas la variabilidad es de 29%. Copin-Montégut & Raimbault (1994) para Perú señalan una zona de mezcla similar de 40 m que se reduce a 20 m en la zona de surgencia.

Los gradientes de densidad en la zona iluminada permiten la estabilización de las células produciéndose un máximo de clorofila. Sin embargo Platt *et al.* (1994) señalan que la estratificación es una condición necesaria pero no suficiente para el incremento del fitoplancton, ya que mecanismos biológicos de "feed-back" modifican las propiedades físicas (cambios en los coeficientes de extinción de la luz, disponibilidad de nutrientes, etc.).

Para relacionar PP en la columna de agua y estratificación se evaluó el efecto de la presencia de una C_{sm}. Para ello se consideraron 8 valores de PP diaria para una misma época (Tabla II, n=4 sin C_{sm} y n=4 con C_{sm}), y se obtuvo que los valores de PP sin (1134 mgC m^2 d^{-1}) y con C_{sm} (1622 mgC m^2 d^{-1}) son iguales en términos estadísticos (P=0.564).

Por la variación de P^B_{max} en relación a si Z_{or} estaba sobre o bajo H, se analizó la relación entre H y la PP diaria, la que fue significativa para el conjunto total de datos (Rs=-0.59, P<0.05), sin embargo al igual que en el caso de P^B_{max} *versus* Z_{or} la correlación está dada por los resultados provenientes de las estaciones costeras (Rs-0.73, P<0.05) y no así de las estaciones oceánicas (Rs=-0.24, P>0.50).

Falkowski & Wirick (1981) señalan que la C_{sm} tiene poco efecto sobre la PP integrada si no hubiera fotoadaptación por parte del fitoplancton en el gradiente de luz de C_{sm}. En este estudio, ya que I_k fué constante en la capa de mezcla (Tabla II), no habría ocurrido fotoadaptación, sin embargo H tiene alta capacidad explicativa (53%) sobre la variabilidad de PP en las estaciones costeras. De lo anterior, como la variabilidad de H explica en un 38% la variabilidad de la concentración de Cl a integrada en la zona eufótica, es posible plantear que la relación entre H y PP se podría deber al efecto que tiene la profundidad de la capa de mezcla en la cantidad de biomasa del fitoplancton.

La PP diaria fluctuó en un orden de magnitud (140-2955 mg C m2 d-1 α (Tabla I), y es comparable con los valores reportados para otros sistemas de surgencia (Guillen & Calienes 1981; Berger *et al.*, 1987, Platt *et al.*, 1989; Chávez *et al.*, 1991). Su variabilidad tambien concuerda con la dinámica que limita la surgencia costera a una escala de 5 días y 50 km en ciclos de 8-10 días donde se han distinguido una secuencia de condiciones fisiológicas: deprimidas inicialmente, luego estimuladas y reguladas por luz bajo óptimas condiciones de incorporación de nutrientes, disminución de nutrientes, limitación de nutrientes y, finalmente, la fotosíntesis disminuye frente a condiciones ambientales deterioradas (Mac Issac *et al.*, 1985).

Aún sin determinar los campos de velocidad (Denman & Gargett, 1995) de los factores forzantes (procesos físicos) que afectan a los organismos, las partículas y las sustancias disueltas, cuando incorporamos las respuestas biológicas en términos cuantitativos mediante los parámetros fotosintéticos, es posible mejorar la caracterización y comprensión del estado funcional del fitoplancton, de su dinámica y los factores de variabilidad en un sistema altamente heterogéneo como son los sistemas de surgencia en la corriente del margen oriental del Pacífico Sur.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias a la generosa ayuda de colegas y alumnos del Programa de Desarrollo en Ciencias del Mar de la Universidad de Chile, del Proyecto JGOFS financiado por la Swedish International Development Agency (SAREC-SIDA) y el Proyecto FONDECYT 1143. Agradecemos también la colaboración de la tripulación del B/I Abate Molina y del B/I Vidal Gormaz y de Liliana Cardemil por el acceso al contador de centelleo.

BIBLIOGRAFIA

BERGER, W.H., K. FISHER, C. LAI AND G. WU. 1987. Ocean productivity and organic carbon flux. Scrips Inst. of Oceanography. SIO (87-30): 1-67 pp.

CHAVEZ, F., R. BARBER, M. KOSRO, A. HUYER, S. RAMP, T. STANTON AND B. DE MENDIOLA. 1991. Horizontal transport and the distribution of nutrient in the coastal transition zone off Northern California: Effects on primary production, phytoplankton biomass and species composition. J. of Geoph. Res. 96(C8): 14833-14848.

COPIN-MONTEGUI, C. AND P. RAIMBAULI. 1994. The peruvian upwelling near 15°S in August 1986. Results of continuous measurements of physical and chemical properties between 0 and 200 m depth. Deep-Sea Research I. 41(3): 43.

COTE, B. AND T. PLATT. 1983. Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic paraneters of coastal marine phytoplnakton. Limnol. Oceanogr. (28)2: 320-344.

COTE, B. AND T. PLATT. 1984. Utility of the light-saturation curve as an operational model for quantifying the effects of environmental conditions on phytoplankton photosynthesis. Marine Ecology Prgress Series, 18: 57-66.

CULLEN, J.J. AND M.R. LEWIS. 1988. The kinetics of algal photoadaptation in the context of vertical mixing. Journal of Plankton Research, 10(5): 1039-1063.

DENMANN, K.L. AND A.E. GARGETT. 1995. Biologi-

cal-physical interactions in the upper ocean: The role of vertical and small scale transport processes. Annu. Rev. Fluid. Mech. 27: 225-255.

FALKOWSKI, P.G. 1981. Light-shade adpatation and assimilation numbers. Journal of Plankton Research, 3(2).

FALKOWSKI, P.G. AND C.D. WIRICK. 1981. A simulation model of the effect of vertical mixing on primary productivity. Marine Biology, 65: 69-75.

FITZWATER, S., G. KNAUER AND J.H. MARTIN. 1982. Metal contamination and its effect on primary production measurements. Limnology and Oceanography, 27(3): 544-551.

FONSECA, T. AND M. FARIAS. 1987. Estudio del proceso de surgencia en la costa chilena utilizando percepción remota. Invest. Pesq. (Chile), 34: 33-46.

FRENETTE, J.J., S. DEMERS, L. LEGENDRE AND J. DODSON. 1993. Lack of agreement among models for estimating the photosynthetic parameters. Limnol. Oceanogr. (38)3: 679-686.

GEIDER, R.J. 1993. Quantitative phytoplankton physiology: Implications for primary production and phytoplankton growth. ICES mar. Sci. Symp., 197: 52-62.

GUILLEN, O. AND R. CALIENES. 1981. Upwelling off Chimbote, Richards F.A. (Ed.) Coastal Upwelling A.G.U., USA: 312-326.

HARRISON, W.G., T. PLATT, R. CALIENES AND N. OCHOA. 1981. Photosynthetic parameters and primary production of phytoplankton populations off the northern coast of Perú. Coastal & Estuarine Sciences 1. American Geophisical Union: 303-311.

HARRISON, W.G., T. PLATT AND M.R. LEWIS. 1985. The utility of light-saturation models for estimating marine primary productivity in the field: A comparison with conventional "Simulated" *in situ* methods. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 864-872.

HERMAN, A.W. AND T. PLATT. 1986. Primay production profiles in the ocean: Estimation from a chlorophyll/light model. Oceanológica Acta 9(1): 31-40.

IWAKUMA, T. AND M. YASUNO. 1983. A comparison of several mathematical equations describing photosynthesis-light curve for natural phytoplankton population. Arch. Hydrobiol., 97(2): 208-226.

JASSBY, A.D. AND T. PLATT. 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. Limnol. Oceanogr. 21: 540-547.

JEFFREY, S. AND G. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equation for determining chlorophylls a, b and a, in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochem Physiol. P.flanz 167. 191-194.

MACISAAC, J.J., R.C. DUGDALE, R.T. BARBER, D. BLASCO AND T.T. PACKARD. 1985. Primary production cycle in an upwelling center. Deep-Sea Research., 32(5): 503-529.

MITCHELL, B.G. AND O.HOLM-HANSEN. 1991. Observations and modeling of the Antarctic phytoplankton crop in relation to mixing depth. Deep-Sea Research., 38(8-9): 981-1007.

MONTECINO, V. AND G. PIZARRO. 1995. Phytoplankton acclimation and spectral penetration of UV irradiance of the central chilean Coast. Marine Exology Progress Series, 121: 261-269.

PETERSON, D., M.J. PERRY, K.E. BENCALA AND M.C. TALBOT. 1987. Phytoplankton productivity in relation to light intensity: A simple equation. Estuarine, Coastal and shelf Science, 24: 813-832.

PLATT, T., C.L. GALLEGOS AND W.G. HARRISON. 1980. Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. Journal of Marine Research (38) 4: 687-701.

PLATT, T., W. HARRISON, M. LEWIS, W. LI; S. SATHYENDRANATH, R. SMITH AND A. VEZINA. 1989. Biological prodution of the oceans: The case for a consensus. Marine Ecology Progress Series, 52: 66-88.

PLATT, T. AND S. SATHYENDRANATH. 1993. Fundamental issues in measurement of primery production. ICES mar. Sci. Symp. 197: 3-8.

PLATT, T., J.D. WOODS, S. SATHYENDRANATH AND W. BARKMANN. 1994. Net primary production & stratification in the ocean. The Polar Oceans and Their Role in Shaping the Global Environment Geophysical Monograph, 85.

SOKAL, R.R. AND F.J. ROHLF. 1981. Biometry. 2nd Ed. W.H. Freeman and Co. Sn. Francisco.

TALBOT, M.C., D.S. THORESON AND M.J. PERRY. 1985. Photosynthesis vs. light intensity measurements: A miniaturized incubator. Technical Report N° 406. School of Oceanography.

URIBE, E. AND S. NESHYBA. 1983. Phytoplankton pigments form the NIMBUS-7 coastal zone color scanner: Coastal waters of Chile form 18° to 40° S. Marine Resources of the Pacific.

VINCENT, W.F. 1990. The dynamic coupling between photosynthesis and light in the phytoplankton environment. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 25-37.

TABLA 1. Número de crucero y número de la estación muestreada durante realización de expediciones del Proyecto JGOFS-Chile; fechas de cada experimento y resultados de producción primaria diaria (PP día) y clorofila-a integrada en la zona eufótica (∫C1-a). Profundidad de la capa superficial de mezcla (H), parámetros fotosintéticos α y P^B_{max} y profundidad de origen de las muestras (Z_{or}) que estaban incluidas dentro de la capa de mezcla en estaciones costeras y oceánicas.

Crucero Nº	Est. Nº	Fecha experimento	$PP_{día}$ $mgCm^2d^{-1}$	∫C1a mg m^2	H m	α*	P^B_{max}**	Z_{or} m
estaciones costeras								
II	8	8 Feb.92	605	21.5	-	0.045	6.22	5
III	8	21 Apr. 92	763	27.3	40	0.062	6.32	12
	8		763	27.3	40	0.074	7.22	23
	14	26 Apr.92	1166	39.0	2	0.058	11.27	1
	19	27 Apr.92	1003	53.0	5	0.073	16.25	5
IV	8	24 Jun.92	602	31.7	36	0.085	6.78	2
	8		602	31.7	36	0.062	8.13	8
	8		492	13.3	21	0.083	10.46	2
	8		492	13.3	21	0.070	16.39	9
V	8	27 Oct. 92	140	14.3	-	0.034	2.65	4
VII	8	25 Sept.93	352	8.0	0	0.070	10.91	4
VIII	8-0	27 Ene.94	798	23.0	28	0.024	7.54	6
	8-1	28 Ene.94	1562	53.5	0	0.028	8.01	4
	8-2	29 Ene.94	2955	59.9	7	0.091	17.39	3
	8-3	30 Ene.94	1102	20.0	0	0.050	8.95	3
	8-4	31 Ene.94	2416	92.5	6	0.056	10.93	2
	8-5	1 Feb.94	1166	66.5	0	0.081	5.40	0
IX	8	27 Sept.94	828	45.6	12	0.058	6.00	10
estaciones oceánicas								
II	2	6 Feb.92	392	-	-	0.050	8-59	10
III	2	24 Apr.92	779	27.1	40	0.059	8.53	14
	2		779	27.1	40	0.040	8.71	21
	2		779	27.1	40	0.061	5.99	35
	2		705	22.6	40	0.077	9.57	10
	2		705	22.6	40	0.042	8.83	21
IV	2	22 Jun.92	399	18.0	48	0.060	5.44	2
	2		324	13.4	46	0.033	6.84	2
	2		324	13.4	46	0.081	9.77	14
	4	23 Jun.92	246	15.5	44	0.080	7.10	2
	4		246	15.5	44	0.066	5.59	8
	4		246	15.5	44	0.074	5.90	40
VII	2	23 Sept.93	266	19.5	32	0.026	3.61	3
	2		266	19.5	32	0.024	2.34	10
VIII	2	24 Ene.94	407	12.0	27	0.028	8.64	2
	2		407	12.0	27	0.020	6.98	25
	2	23 Sept.94	587	20.0	15	0.072	14.06	10
IX	2	24 Sept.94	1323	25.0	32	0.083	12.09	10

*mg C mg $C1a^{-1}$ h^{-1} micro mol $m^{-2}s^{-1}$; **mgC mg $C1a^{-1}$ h^{-1}.

TABLA 2. Análisis factorial Kruskal-Wallis del efecto de la distribución espacial (horizontal A vertical B) sobre los parámetros fotosintéticos (P^B_{max} [1], Alfa [2] e Ik [3]) (n= 52).

FUENTE DE VARIACION	Valor empírico Kruskal Wallis	Valor Chi-cuadrado	Probabilidad
Variable dependiente: P^B_{max}			
FACTOR COST-OCEANO (A)	0,40	3,841	P>0.50
FACTOR PROFUNDIDAD (B)	9,10	3,841	P<0.005
A * B	0,12	3,841	P>0.50
Variable dependiente: Alfa			
FACTOR COST-OCEANO (A)	2,29	3,841	P>0.10
FACTOR PROFUNDIDAD (B)	1,30	3,841	P>0.25
A * B	0,07	3,841	P>0.90
Variable dependiente: Ik			
FACTOR COST-OCEANO (A)	0,18	3,841	P>0.50
FACTOR PROFUNDIDAD (B)	10,77	3,841	P<0.005
A * B	0,31	3,841	P>0.50

[1]: P^B_{max} [mgC (mgCl-a)$^{-1}$ h^{-1}]
[2]: Alfa [mgC (mgCl-a)$^{-1}$ h^{-1} µmol^{-1} m^{-2} s]
[3]: Ik [µmol m^{-2} s^{-1}]

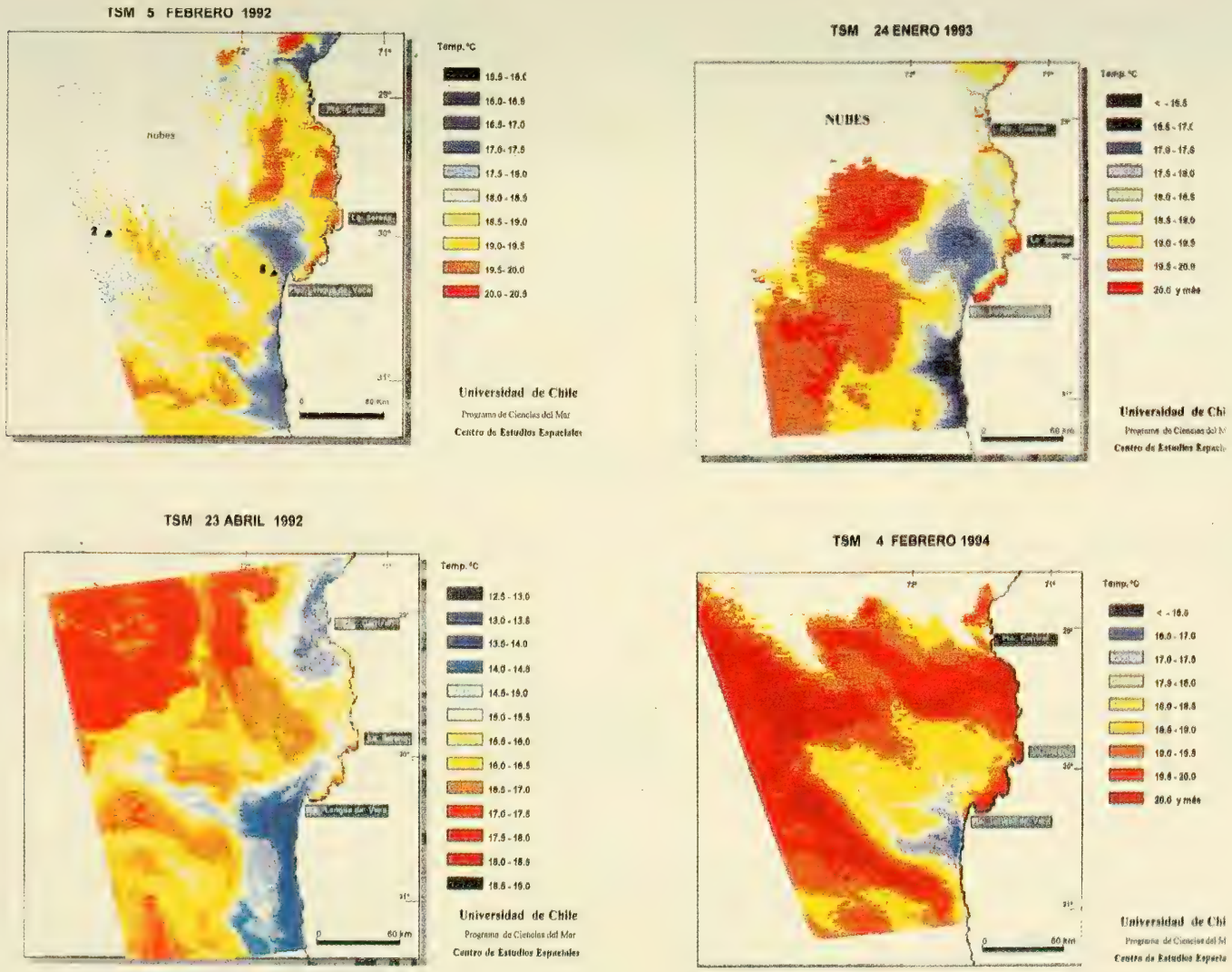


FIGURA 1. Imágines satelitales de eventos de surgencia en 4 diferentes fechas (Satélite AVHRR, Centro de Estudios Espaciales, Universidad de Chile) y localización de las estaciones 2 (OCEMOS) y 8 (COSMOS) del proyecto JGOFS.

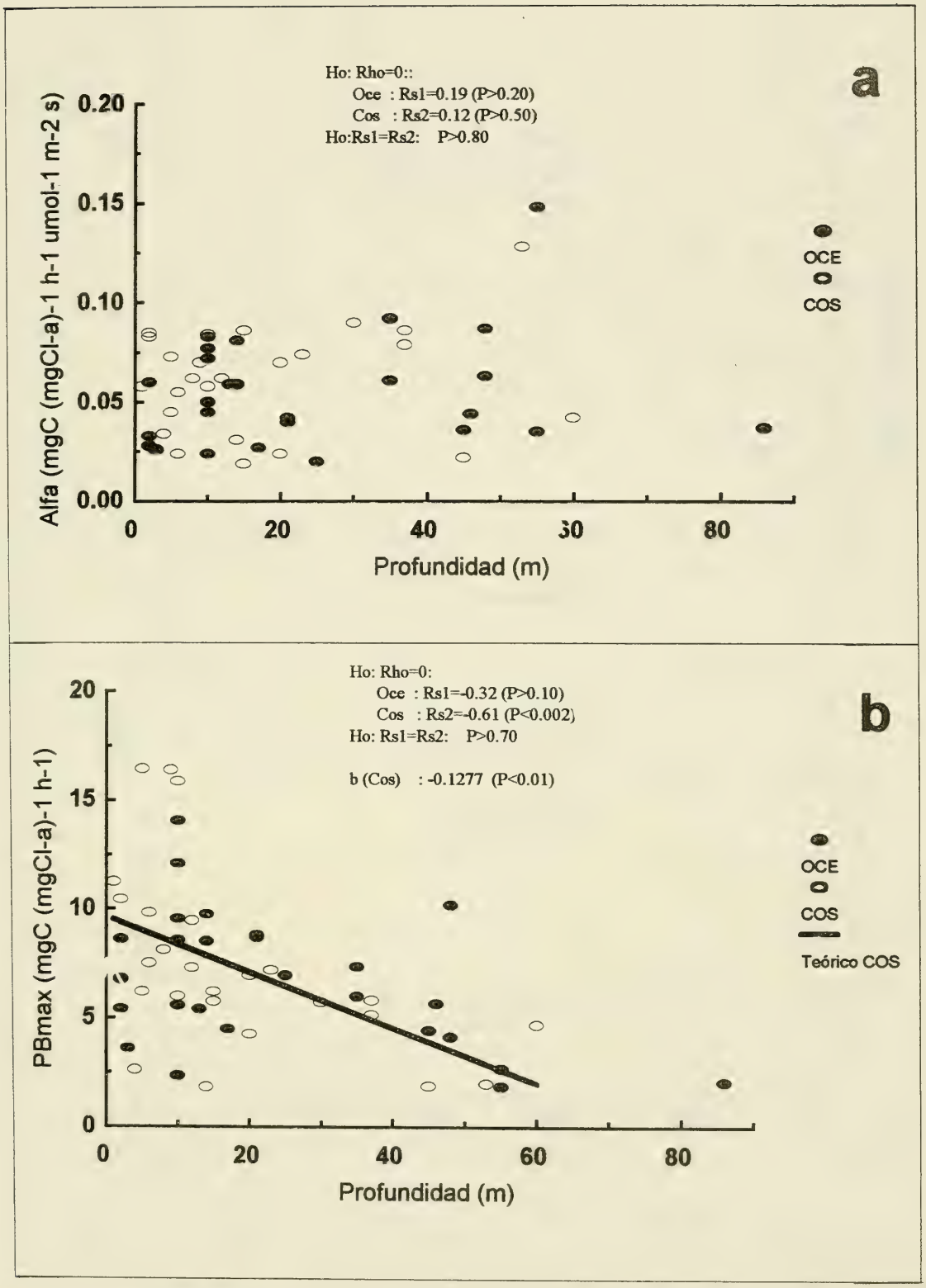


FIGURA 2. a) Diagrama de dispersión de α (mgC mg Cla^{-1} h^{-1} [μmol m^{-2} s^{-1}]$^{-1}$) en función de la profundidad de origen de la muestra de fitoplancton, para las estaciones oceánicas (oce) y costeras (cos). b) Diagrama de dispersión de P^{B}_{max} (mgC mg Cla^{-1} h^{-1}) en función de la profundidad de las muestras de fitoplancton, para las estaciones oceánicas (Oce) y costeras (Cos).

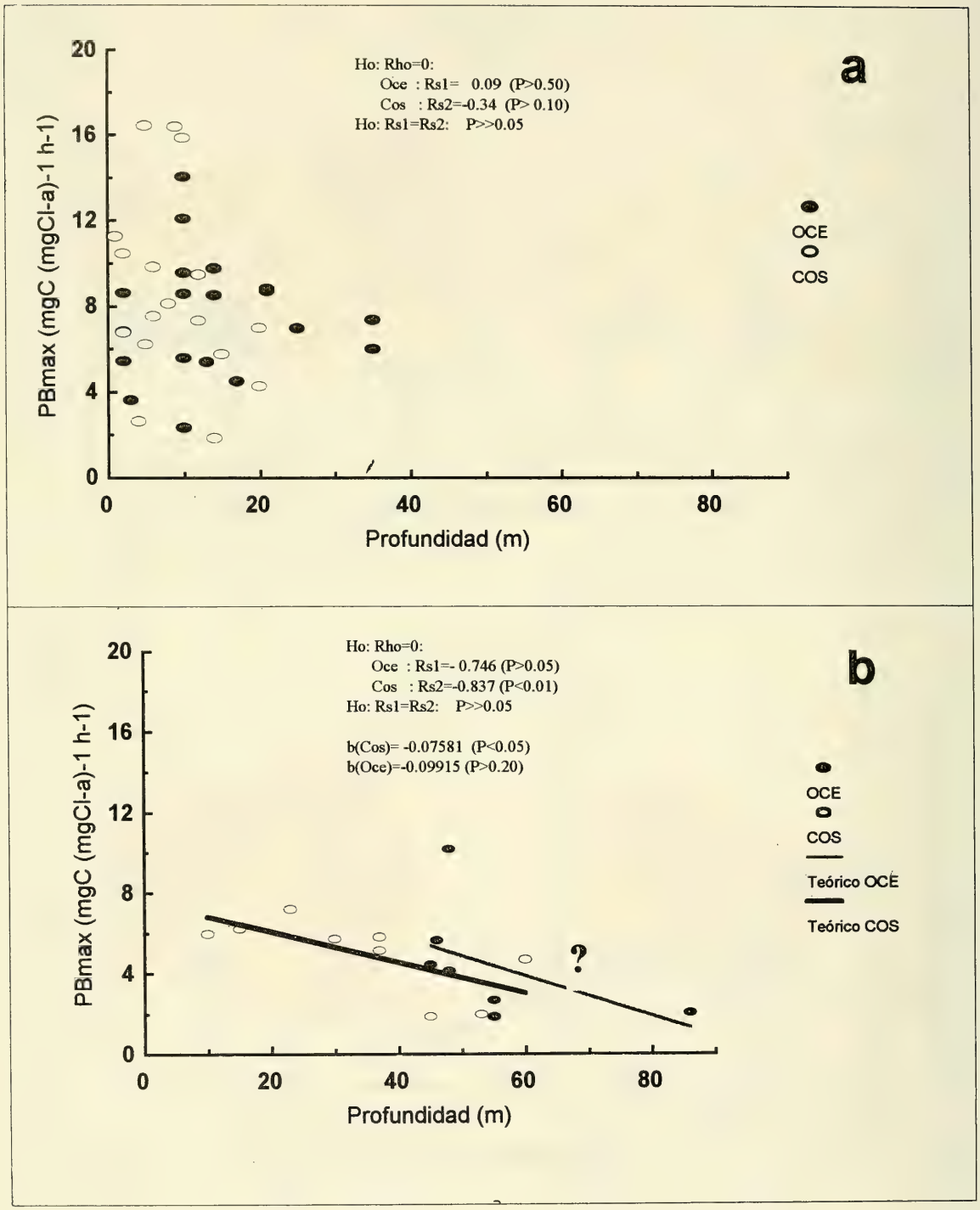


FIGURA 3. a) Diagrama de dispersión de P^B_{max} (mgC mg Cla^{-1} h^{-1}), en función de la profundidad de origen de las muestras de fitoplancton sólo de aquéllas provenientes de la capa de mezcla (C_{sm}), para las estaciones costeras y oceánicas. b) Diagrama de dispersión de P^B_{max} (mgC mg Cla^{-1} h^{-1}), en función de la profundidad de las muestras de fitoplancton provenientes bajo la capa de mezcla (C_{sm}) para las estaciones costeras y oceánicas. Ho: Hipótesis nula, Rs: Correlación de Spearman, P: Probabilidad.

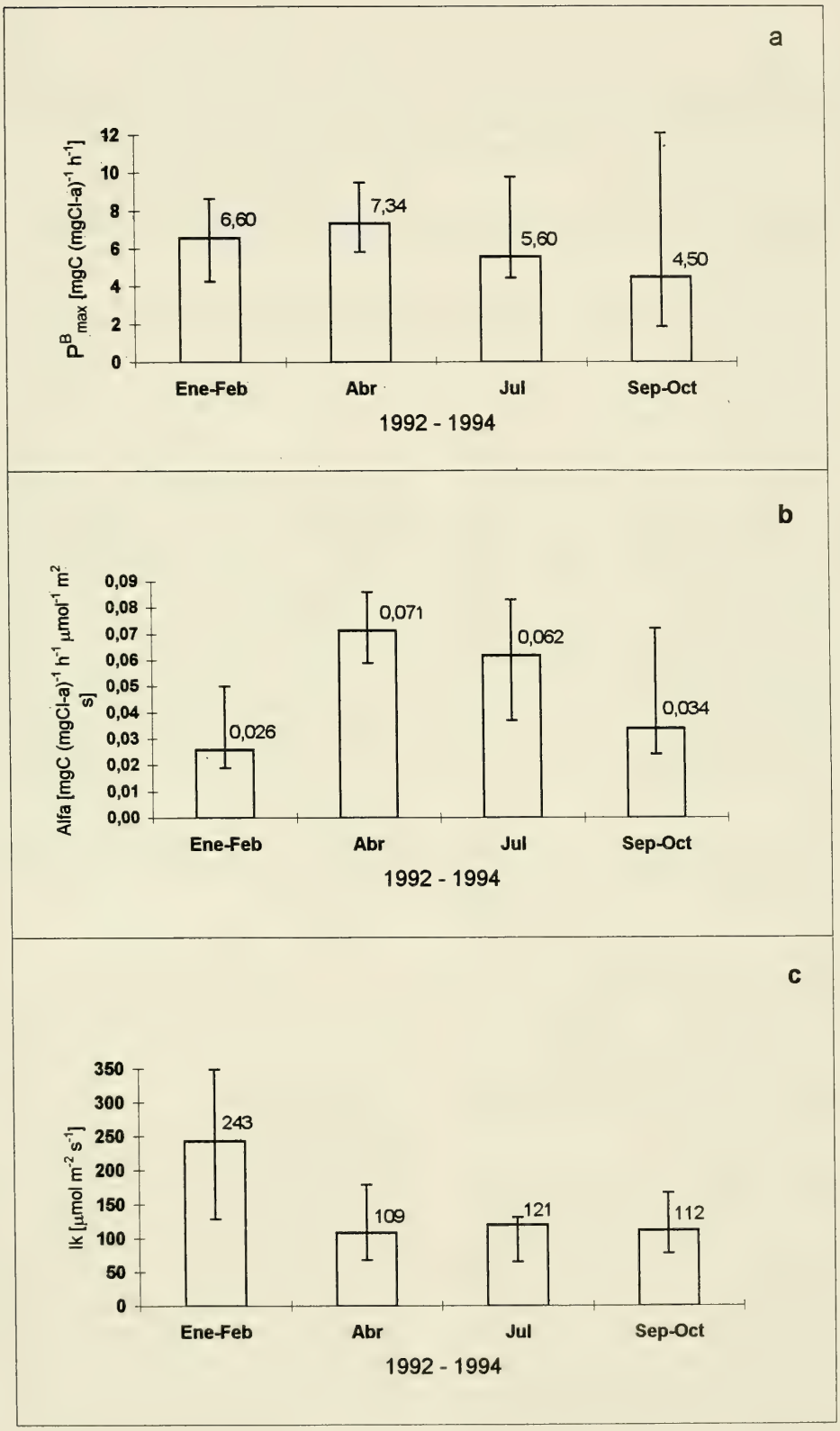


FIGURA 4. Mediana para los valores de P^B_{max} (mgC mg Cla^{-1} h^{-1}), α (mgC mg Cla^{-1} h^{-1} [µmol m^{-2} s^{-1}]$^{-1}$) e Ik (µmol m^{-2} s^{-1}) en a, b y c respectivamente; agrupados en función de cuatro períodos del año según los distintos meses, entre 1992-1994.

Gayana Oceanol. 4(2): 153-157, 1996 ISSN 0716-9655

SOBREVIDA DE BACILOS GRAM NEGATIVOS EN AMBIENTE MARINO

SURVIVAL OF GRAM NEGATIVE BACTERIA IN SEA WATER

Huanca, W***., Santander, E***., Padilla, L., ** Mondaca, M. A*.

RESUMEN

La llegada de bacilos gram negativos de origen intestinal al medio marino a través de las descargas de emisarios, trae como consecuencia la contaminación microbiológica y con ello el riesgo potencial que puedan permanecer bacterias patógenas en este sistema. En este trabajo se estudió la sobrevida de bacilos Gram negativos *in situ*. Se encontró que *Escherichia coli* y *Salmonella* sp. sobreviven aproximadamente 196 h a diferencia de *Shigella* sp. que no sobrevive por más de 24 h. La remoción bacteriana fue del 99 % dentro de las primeras 24 h de permanencia en el mar para cada cepa ensayada. Esto indicaría que en el ambiente marino existirían diferentes factores que ayudarían a su autodepuración.

PALABRAS CLAVES: Sobrevida, bacilos gram negativos entéricos, *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., *Shigella* sp., emisario, agua de mar.

SUMMARY

The bacterial pollution of the sea water as a consequence of the discharge of wastewater containing intestinal Gram-negative bacteria increase the risk of acquire water-borne diseases because of the potencial presence of patogen microorganisms. The aim of this work was to study *in situ* survival capacity of Gram-negative bacteria. Both *Escherichia coli* and *Salmonella* sp. survived for 196 h. In contract, *Shigella* sp. survived until 24 h. Bacterial elimination was close to 99 % in the first 24 h of the experiment when assayed with each of the three strains under study. This result suggest that in marine environment would exist diverse factors helping to the autodepurative process of the seawater.

KEYWORDS: Survival, intestinal Gram-negative bacteria, *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., *Shigella* sp., wastewater, seawater.

INTRODUCCION

Uno de los problemas más relevantes de la descarga de aguas servidas en un medio acuático es la contaminación microbiológica.

La eliminación de aguas residuales no tratadas aumenta la posibilidad de diseminar microorganismos patógenos. Los patógenos más frecuentes transmitidos a través del agua son aquellos que causan infecciones intestinales. Estas bacterias presentes en las deposiciones, al ser eliminadas a través de las aguas servidas, llegan a formar parte de los cuerpos de aguas receptoras.

Tras ser incorporadas a estos ecosistemas, las enterobacterias contribuyen además a aumentar la biomasa bacteriana. Por otro lado, son una abundante y productiva fuente de alimentos para ciertos organismos tales como: larváceos, flagelados, fagotróficos, entre otros. De este modo se estima que las bacterias componen entre un 10% y 83% de la biomasa suspendida (Palumbo *et al*, 1984).

Cuando las bacterias de origen fecal llegan al mar se produce una desaparición de ellas. Los fenómenos que intervienen en este decaimiento bacteriano producido en el ambiente marino son diversos (Aubert *et al*, 1981). Hay quienes afirman que el único factor significativo es la dilución y posterior dispersión producida por las corrientes, no existiendo abatimiento propiamente tal (Burton *et al*, 1987).Otros autores postulan que diversos factores presentes en el mar pueden jugar un rol activo en el decaimiento de las bacterias entéricas. Dentro de estos factores se pueden mencionar la salinidad, acción de la

*Depto. Microbiología, Fac. Cs. Biológicas.
**Depto. Inv. y Medio Ambiente, Essbio, S.A.
***Fac. Cs. Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 2407, Concepción, Chile.

luz solar, efecto de la temperatura, presencia de sustancias bactericidas producidas por el fitoplancton o bacterias acúaticas, falta de nutrientes (Brethar and Hople,1992).

Existe escasa información acerca de la sobrevida de E*scherichia coli* en agua, y más escasa aún es la información acerca de la sobrevida de este microorganismo en agua de mar (García-Lara *et al*, 1991), lo que se debe, en parte, a que resulta difícil realizar experimentos *in situ* que permitan obtener resultados que reflejen lo que realmente sucede en el medio acuático.

En este trabajo se investigó la sobrevida de bacterias Gram negativas, de origen intestinal, en agua de mar.

MATERIALES Y METODOS

Se seleccionaron tres cepas de enterobacterias: *Salmonella* sp., *Shigella* sp., aisladas de pacientes hospitalarios y *Escherichia coli*, seleccionada del cepario del laboratorio. Cada cepa fue cultivada en 100 ml caldo tripticasa e incubada a 37°C por 24 h.

Cada cultivo se centrifugó a 3000 rpm durante 2 minutos, el pellet resultante se resuspendió en 50 ml. de agua de mar estéril. La resuspensión se introdujo en una bolsa de diálisis (0,02 µm). Este sistema se mantuvo a 4°C por 30 min (tiempo de traslado) hasta que fue sumergido en la estación experimental; muelle Cosaf (Penco, VIII Región), a una distancia de aproximadamente a 800 m mar adentro y a una profundidad de 3 m. En un extremo de cada bolsa de diálisis se colocó un muerto por el otro extremo se amarró una cuerda que la mantuvo unida a la estación experimental.

Se recolectaron alícuotas de cada una de las muestras cada 24 h durante 7 días. Para *Shigella* sp se colectaron muestras cada 3 h. Las muestras se transportaron refrigeradas a 4°C, al laboratorio para su procesamiento. El tiempo cero fue considerado inmediatamente después de la resuspensión (antes de la refrigeración).

La experimentación se llevo a cabo en primavera, durante los meses de octubre y noviembre.

Recuento bacteriano

El recuento bacteriano se realizó en placa mediante la técnica de la microgota. Además se realizó un recuento por epifluorescencia donde se consideraron sólo las muestras de 0 a 24 hrs, mediante la técnica descrita por Hobbie *et al* (1977).

Las muestras se fijaron con formalina al 3%, y se tiñeron con una solución de naranja de acridina (125 mg/ml) durante 4 minutos, posteriormente fueron filtradas a través de filtros de policarbonato de 0.2 µm., los que fueron examinados en un microscopio de epifluorescencia Leitz.

Ensayo de la actividad antibacteriana de algas

Se recolectaron muestras de *Porphyra* sp., *Enteromorpha* sp. y *Gracilaria* sp., algas que se encuentran en las cercanías de la estación experimental.

Las algas recolectadas se transportaron, refrigeradas, hasta el laboratorio, donde se lavaron con agua de mar estéril. Trozos pequeños de cada una de las algas fueron colocados sobre agar PCA, donde previamente se sembraron las cepas en estudio. Las placas se incubaron a 37°C por 24 h.

RESULTADOS

La Figura 1 muestra los recuentos en placa de las cepas en estudio. Para *E.coli*, se observa que el número de bacterias disminuye en tres logaritmos dentro de las primeras 24 h. El mismo efecto se observó para *Salmonella* sp. Sin embargo, para *Shigella* sp. la situación fue diferente, esta cepa bacteriana fue inhibida completamente a las 24 h, a diferencia de las dos cepas anteriores que sobreviven, por lo menos, 120 h.

De acuerdo a los resultados obtenidos, existiría una remoción bacteriana de más del 99% de la población.

La cepa más susceptible a las nuevas condiciones, fue *Shigella*, la cual no alcanzó a permanecer 48 h, por lo cual se presume que el estado de muerte celular se produce antes que *E. coli* y *Salmonella. E. coli* alcanzó este periodo aproximadamente a las 120 h y *Salmonella*, presentó un periodo de sobrevida similar a *E.coli*.

Como *Shigella* sp. fue muy susceptible en el ambiente marino, se realizó el recuento bacteriano cada tres horas. Los resultados se muestran en la Figura 2, se aprecia que después de 3 h se produce un descenso poblacional del 99%.

En la Tabla I se muestran los recuentos obtenidos por epifluorescencia en comparación con

los recuentos de células viables en placa. Se observa una similitud del recuento a tiempo cero, pero también se aprecia una clara diferencia a las 24 h, donde dicho recuento desciende un logaritmo, en cambio el recuento en placa desciende tres logaritmos en las cepas de *Salmonella* y *E. coli*.

En la Tabla II se observan los resultados del ensayo de la actividad antibacteriana de algunas algas sobre las cepas en estudio. Se aprecia que no hay una actividad antibacteriana notoria por parte de las algas ensayadas, salvo *Porphyra* sp. la cual exhibe una leve actividad sobre *Salmonella* y *Shigella*.

DISCUSION

La capacidad del mar, como agente depurador de organismos alóctonos, se muestra en los trabajos realizados por Gerba y Mcleod (1976), concluyen que el decaimiento en la sobrevida de organismos coliformes en el mar es un evento bastante rápido y el cual está controlado por una serie de factores, que incluyen la toxicidad por la alta salinidad, predación, competencia con la microflora nativa, metales pesados y limitación de nutrientes. A esto hay que agregar el efecto causado por la temperatura y el pH, que son variables importantes en la permanencia de dichos organismos.

Los resultados obtenidos están de acuerdo con lo informado para organismos patógenos como *Salmonella* y *Shigella*, bacterias que presentan una corta permanencia en el ambiente marino. Por otro lado, la sobrevida de *E. coli* (aproximadamente 120 h) concuerda con los valores obtenidos por Gerba *et al* (1976), para *E. coli* asociado a sedimento.

Al parecer la asociación entre la capacidad de sobrevivencia de bacterias alóctonas y el contenido de materia orgánica utilizable explicaría la presencia de bacterias heterotróficas de origen humano y animal (Cid & Martínez, 1990). También hay que considerar la capacidad de asimilación de la materia orgánica utilizable, porque de ello dependerá directamente la permanencia de dichos microorganismos.

La diferencia observable entre el recuento en placa y el recuento por epifluorescencia (Tabla I), se puede deber a que esta última técnica detecta tanto bacterias vivas como muertas. Por otro lado, Cid & Martínez (1990) señalan que las bacterias acuáticas pueden presentarse en dos condiciones: metabólicamente activas o en estado de dormancia, en que no demuestran actividad metabólica, aun cuando son viables. Esto influye notoriamente en la recuperabilidad de estas poblaciones en los medios de cultivo. Pero en estado natural, las bacterias en dormancia serían más vulnerables al ataque de organismos filtradores.

No se aprecia un efecto claro de actividad antibacteriana de las algas recolectadas en las cercanías de la estación. Además el número de algas ensayadas no es representativo como para establecer un comportamiento general, pero de acuerdo a los resultados obtenidos las enterobacterias estudiadas no están siendo inhibidas por acción de las algas cercanas.

El modelo de estudio utilizado en este trabajo no ha considerado para su análisis factores como la depredación o competencia, que en condiciones naturales producirían un descenso aún más rápido en la sobrevida de las enterobacterias en estudio, esto se debe a que el modelo de estudio es un sistema aislado, a pesar de ser *in situ*, por la misma razón, las bacterias muertas podrían servir de fuente carbonada para las bacterias vivas.

CONCLUSION

Las enterobacterias, al incorporarse al medio marino, experimentan un shock que provoca cambios fisiológicos y morfológicos, lo que deriva en un período de sobrevida no mayor de 168 horas.

Las algas ensayadas no poseen actividad antibacteriana sobre las cepas estudiadas.

En el mar existe una serie de factores que permitirían la remoción y depuración de microorganismos alóctonos.

AGRADECIMIENTOS

Nuestros agradecimientos al Sr. Juvenal Jara por su valioso aporte técnico en el desarrollo de este trabajo. El presente trabajo fue finanaciado por ESSBIO S.A.

BIBLIOGRAFIA

AUBERT, M., M. GAUTHIER, J. AUBERT, AND P. BERNARD. 1981. Les systèmes d'information des micro-organismes marins. Leur róle dans l'équilibre biologique océanique. Rev. Int. Oceanogr. Med. 60: 37-106.

BRETHAR, J. AND HOPLE, M.G. 1992. Influence of Ecosystematic factors on survival of *Escherichia coli* after large-scale release into lake water mesocosms. Appl. Environm. Microbiol. 58: 2201-2210.

BURTON, J.R.H.A., GENNISON, D., AND LANZA, G.R. 1987. Survival of pathogenic bacteria in various freshwater. Appl. Environ. Microbiol. 53: 633-638.

CID, G. A. & MARTINEZ, M. 1990. Determinación de biomasa y productividad bacteriana en bahía Coliumo, 8ª Región, Chile. Acta Microbiológica. 3: 49-4.

GARCIA-LARA, J., MENON, P., SERVAIS, P., AND BILLEN, G. 1991. Mortality of fecal bacteria in seawater. Appl. Environ. Microbiol. 57: 885-888.

GERBA, CHARLES & MACLEOD, JOHN. 1976. Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. Appl. Environ. Microbiol. 32: 114-120.

HOBBIE, J.E., BALEY, J.E., AND JASPER, S. 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. Appl. Environ. Microbiol. 33: 1225-1228.

NEWELL, S. Y. & CHRISTIAN, R. 1981. Frequency of dividing cells as an estimator of bacterial productivity. Appl. Environ. Microbiol. 42: 23-31.

PALUMBO, A. V. & FERGUSON, R. L. 1984. Size of suspended bacterial cell and association of heterotrophic activity with size fractions of particles in estuarine and coastal waters. Appl. Environ. Microbiol. 48: 157-164.

ROSZALE, D.B., AND COLWELL,R. 1987. Survival strategies of bacteria in the natural environment. Microbiol. Rev. 51: 365-379.

TABLA I. Comparación de recuentos en placa (viables) y por microscopía de epifluorescencia (totales).

CEPA	tiempo h	placa*	epifluorescencia**
Salmonella sp.	0	4.9×10^{10}	3.0×10^{10}
	24	6.7×10^{7}	7.2×10^{8}
E. coli	0	1.4×10^{9}	3.0×10^{9}
	24	1.2×10^{6}	2.1×10^{9}
Shigella sp.	0	1.0×10^{10}	4.9×10^{9}
	24	4.7×10^{5}	5.5×10^{8}

*Unidad Formadora de colonia por ml.
**Bacterias por ml.

TABLA II. Actividad antibacteriana de algunas algas sobre bacilos Gram negativos.

	ALGA			
CEPA	Ulva	Porphyra	Enteromorpha	Gracilaria
E. coli sp.	-	-	-	-
Salmonella sp.	-	+/-	-	-
Shigella sp.	-	+/-	-	-

(-): no hay inhibición del crecimiento bacteriano.
(+): inhibición del crecimiento bacteriano.
(+/-): leve inhibición del crecimiento bacteriano.

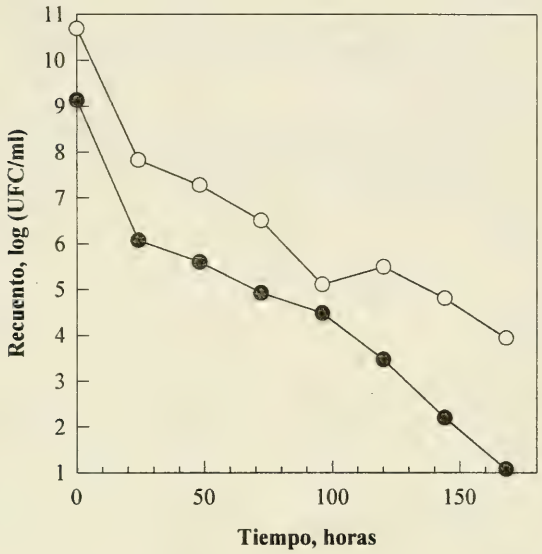


Fig. 1. Recuento de células viables
E. coli : ●, y *Salmonella sp.*: ○

FIGURA 1. Recuento de células viables *E. coli* y *Salmonella* sp.

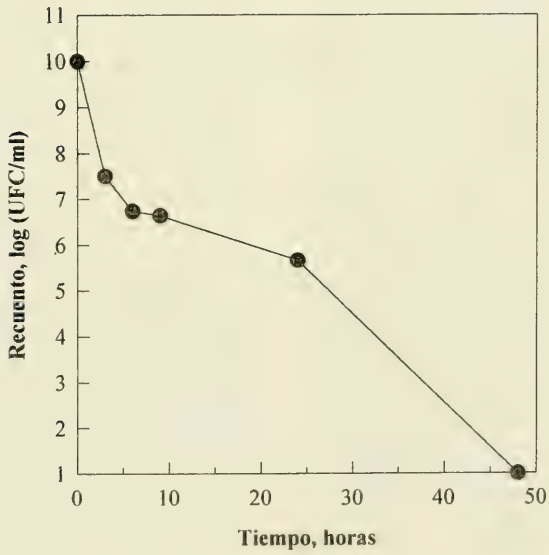


Fig. 2. Recuento de células viables
Shigella sp.

FIGURA 2. Recuento de células viables *Shigella* sp.

Gayana Oceanol. 4(2): 159-167, 1996 ISSN 0716-9655

SISTEMA DE INTERACCION OLEAJE - PLAYA FRENTE A LOS ERGS DE CHANCO Y ARAUCO, CHILE

WAVE - BEACH INTERACTION SYSTEM IN FRONT TO THE ERGS OF CHANCO AND ARAUCO, CHILE

José F. Araya - Vergara*

RESUMEN

Las playas de los ergs de Chanco (35°45'S) y Arauco (38°00'S) tienen orientación similar frente al oleaje predominante. Sin embargo, la morfología dunar y tipo de zona de rompiente son diferentes. En Chanco, el erg es espeso y de dunas transversales, con zona de rompientes intermedia a reflectiva. En Arauco, el erg es delgado y barjánico, con playa intermedia a disipativa. Originalmente, se comprobó en terreno que esto estaba influido por diferencias de humedad climática, pero también se hipotetizó que la morfología de la zona de rompiente debía jugar un papel importante en el abastecimiento del sistema dunar. El propósito de este trabajo es analizar este último aspecto. Para cada sistema se midió -en zonas de emplazamiento y orientación comparables- la distancia al origen en el extremo sur (Do), el ancho de la zona de rompiente (Ws), el ancho de la playa subaérea (Wb) y se aplicó el índice morfológico (Su) al estado de rompiente. La información de 44 estaciones fue sometida a correlación bivariada y múltiple. Se encuentra que (Do) es la variable con más refuerzo en ambos sistemas. Su regresión con (Su) es la que mejor permite compararlos. Se advierte una estructura opuesta entre Chanco y Arauco con la distancia al origen. En Chanco la gradación es de playa reflectiva a intermedia de barra y rips transversales; en Arauco, va de playa disipativa a intermedia de barra y playa rítmicas. En ambos casos, el sistema dunar es más ancho en la misma medida que la zona de rompiente se hace más intermedia, pero el ancho medio de la playa es mayor en Chanco, donde la zona de rompiente intermedia de barra y rip transversales puede abastecer de mayores montos de arena a la playa subaérea, si la teoría acumulada es aplicada. Microdunas, como indicadores de acumulación persistente en la playa, fueron encontradas en Chanco y no en Arauco. Consecuentemente, se piensa que el abastecimiento de arena de la playa al sistema dunar debe ser mayor en Chanco que en Arauco.

PALABRAS CLAVES: erg, zona de rompiente, orientación de la playa, playa, deriva litoral y abastecimiento de arena.

*Departamento de Geografía, Universidad de Chile, Marcoleta 250, Casilla 3387, Santiago.

ABSTRACT

The beaches of the ergs of Chanco (35°45'S) and Arauco (38°00'S) have similar orientation in front to the predominant swell. However, the morphology of dunes and the surfzone type are different. In Chanco the erg is thick, with transverse dunes and intermediate-reflective surfzone. In Arauco the erg is thin, with barchan dunes and intermediate-dissipative surfzone. The first field observations indicated that these features are produced by differences of climatic humidity, but also they induced the hypothesis about possible influence of the surfzones in them. The aim of this work is to analyze this last aspect. For each system, in zones of comparable location and orientation, the following properties were measured in 44 stations: distance to the system origin in the southern end (Do), surfzone width (Ws), subaerial beach width (Wb) and a morphologic index of surfzone state (Su) was applied. The data were submited to bivariate and multiple correlation. The results show that (Do) concentres the most strength in both systems. Its regression with the indicator (Su) is the better tool of comparation between the systems. Between Chanco and Arauco the structure of (Su) vs. (Do) is opposed. In Chanco it grades between reflective surfzones and transverse bars and rips; in Arauco, between dissipative surfzones and rithmic bars and beaches. Both in Chanco and Arauco the dune system width grows according as the surfzone is more intermediate, but the Chanco surfzone is wider and its transverse bar and rip structure is favorable for a more abundant sand supply to the subaerial beach, if the accumulated theory is applied. Microdunes in the subaerial beach are indicators of persistent accumulation in Chanco and not in Arauco. Consequently, sand supply from the beach to the dune system is thought to be potentially bigger in Chanco than in Arauco.

KEYWORDS: erg, surfzone, beach orientation, beach, longshore drift and sand supply.

INTRODUCCION

Las tendencias evolutivas actuales de playas de litoral arenoso transversalmente orientadas de Chile Central, indican que ellas tienen oscilacio-

nes importantes de avances y retrocesos (Araya - Vergara, 1986), que en Chanco la naturaleza de las arenas es distinta a la del resto de la región - hecho posiblemente relacionado con aportes desde el litoral afuera- y que este mismo sistema contiene dunas transversales y muy macizas, las que evolutivamente presentan estado estacionario (Araya-Vergara, 1985 y 1987). Observaciones más recientes realizadas en el erg de Arauco (Araya-Vergara, 1995), señalan que aun cuando su transversalidad es similar a la del sistema de Chanco- el sistema dunar es barjánico y relativamente disperso. Se hipotetizó que la diferencia de compacidad de ambos sistemas, asumiendo montos de ingreso de masa similares, debiera estar explicada morfoclimáticamente, puesto que en Arauco las precipitaciones anuales sobrepasan en unos 300 mm a las de Chanco: aproximadamente 1300 mm en Isla Mocha frente a 1000 en Faro Carranza (Fuenzalida, 1965). La observación de terreno indicó que las pequeñas dunas barjánicas de Arauco tienen una existencia efímera, siendo periódicamente destruídas por precipitaciones e inundaciones invernales. En Chanco esto es excepcional. Pero el examen de la zona de rompiente sugirió que esta explicación, aún aceptable, no es suficiente para una comparación entre ambos sistemas.

El propósito del presente trabajo es, pues, realizar la comparación entre los sistemas, investigando el sistema de interacción oleaje - playa expresado en la zona de rompientes, considerada como elemento indicador del grado de abastecimiento de masa a playas y dunas.

MATERIALES Y METODOS

Aunque la orientación de las playas de Chanco y de Arauco (Fig.1) con respecto a la dirección predominante del oleaje significativo (SW) es cualitativamente parecida, se observa notorias diferencias entre las respectivas zonas de rompiente. Ambas son intermedias, pero mientras en Chanco los tipos son intermedio-reflectivos, en Arauco son intermedio-disipativos. Por lo tanto, se tomó la orientación de la playa según la especificación de Araya & Vergara (1982) como núcleo del sistema y el tipo de zona de rompiente como expresión de las relaciones oleaje-playa. Determinaciones de Araya-Vergara & Vargas (1991) indican buena conexión entre la orientación de la playa y el ángulo de incidencia de las crestas de olas con el límite externo de la zona de rompiente; así mismo, mediciones de Lanfredi & Framiñán (1986) señalan que la variable más importante en la predicción de la corriente de deriva es este ángulo; finalmente, mediciones de Araya-Vergara & Vargas (1991) muestran relación directa entre el ancho de la zona de rompiente y el ancho de la playa. Con estas bases se eligió variables que representaran propiedades de masa y su emplazamiento relativo en el sistema.

El material observado consistió en tres juegos de fotografías aéreas, correspondientes a los años 1955, 1970 y 1978 para Chanco, y en tres juegos -correspondientes a los años 1962, 1979 y 1988- para Arauco, con escalas de 1:20 000 a 1:70 000. Se constató que -para las diferentes fechas- los tipos de zona de rompiente se conservaban dentro de un mismo rango: intermedio a reflectivo en Chanco e intermedio a disipativo en Arauco. Esto permitió hacer la comparación aún tratándose de fotos de distintas fechas, ya que en ninguna de éstas los rangos de estado de zona de rompiente fueron excedidos. Se decidió por lo tanto operar con las fotos de mayor escala, para hacer las mediciones más confiables.

En cada sistema se tomó 44 estaciones de medición a intervalos de 400 a 600 m, separadas en tres grupos que representaran -de Norte a Sur- sendos tipos de orientaciones de playa definitorias: casi transversal, poco oblicua y oblicua. Cada una representa la zona distal, media y proximal, respectivamente referidas al límite sur de cada sistema. Para cada grupo se trabajó con el promedio de la orientación de la playa (ángulo Alfa entre la dirección SW del oleaje predominante y la línea litoral). En cada estación se midió su distancia al extremo sur del sistema (Do), el ancho de la zona de rompiente Ws, el ancho de la playa Wb y se expresó el estado de la zona de rompiente a partir de la clasificación de Wrigth & Short (1984). Con respecto a ésta, las observaciones en fotografías aéreas para Chanco y Arauco indican una variedad de estados que sobrepasa a los seis tipos básicos. Lo más frecuente es hallar categorías intermedias entre ellos, de donde surge un problema de ajuste. La guía de la Fig. 2 consta de 11 categorías, que incluyen las 6 básicas más 5 interpoladas. Con el fin de poderlas usar dentro del sistema de Wright

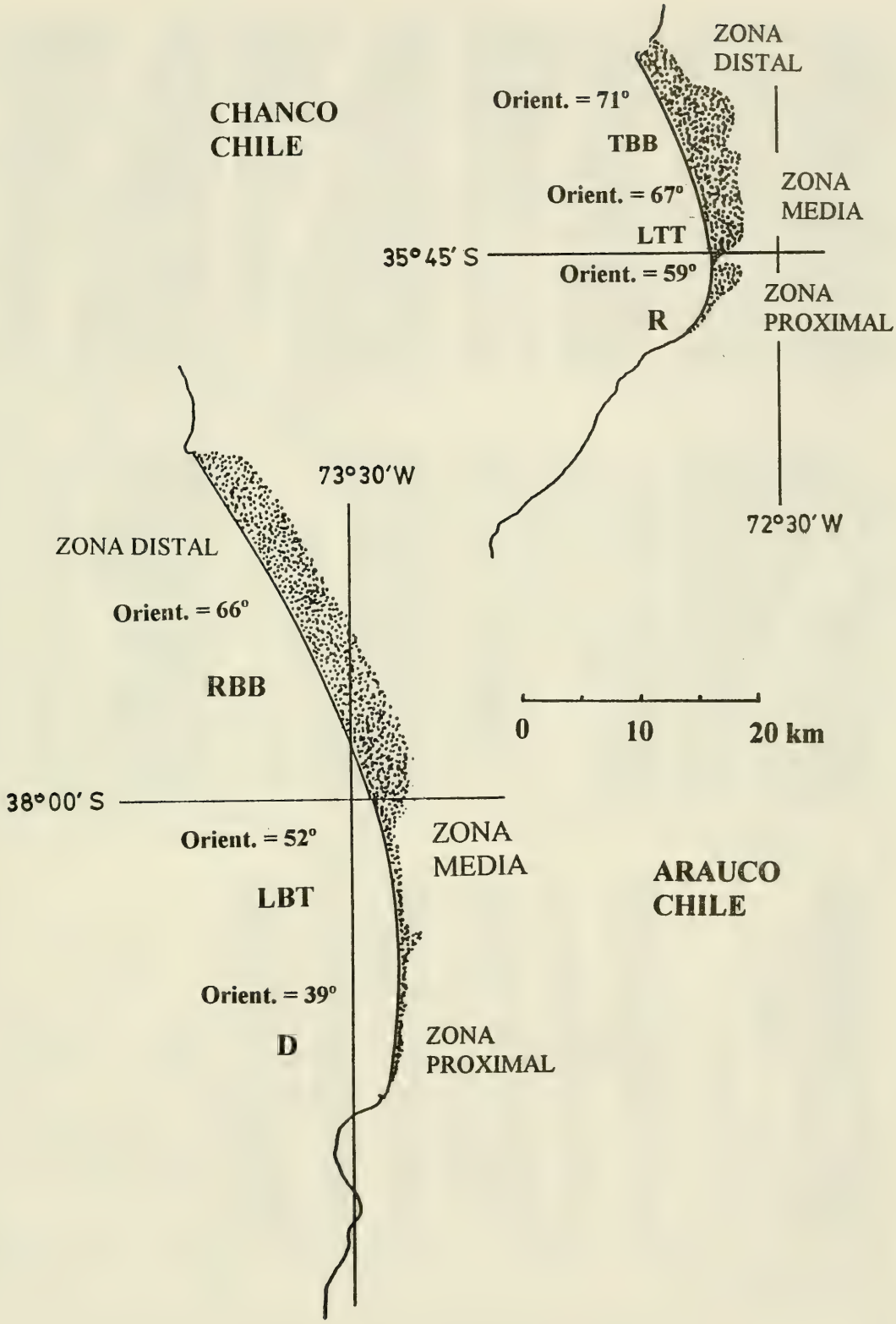


FIGURA 1. Orientación general de la playa con respecto al oleaje del SW, tipos de zona de rompiente, morfología del sistema dunar y localización de los sistemas de Chanco y Arauco.

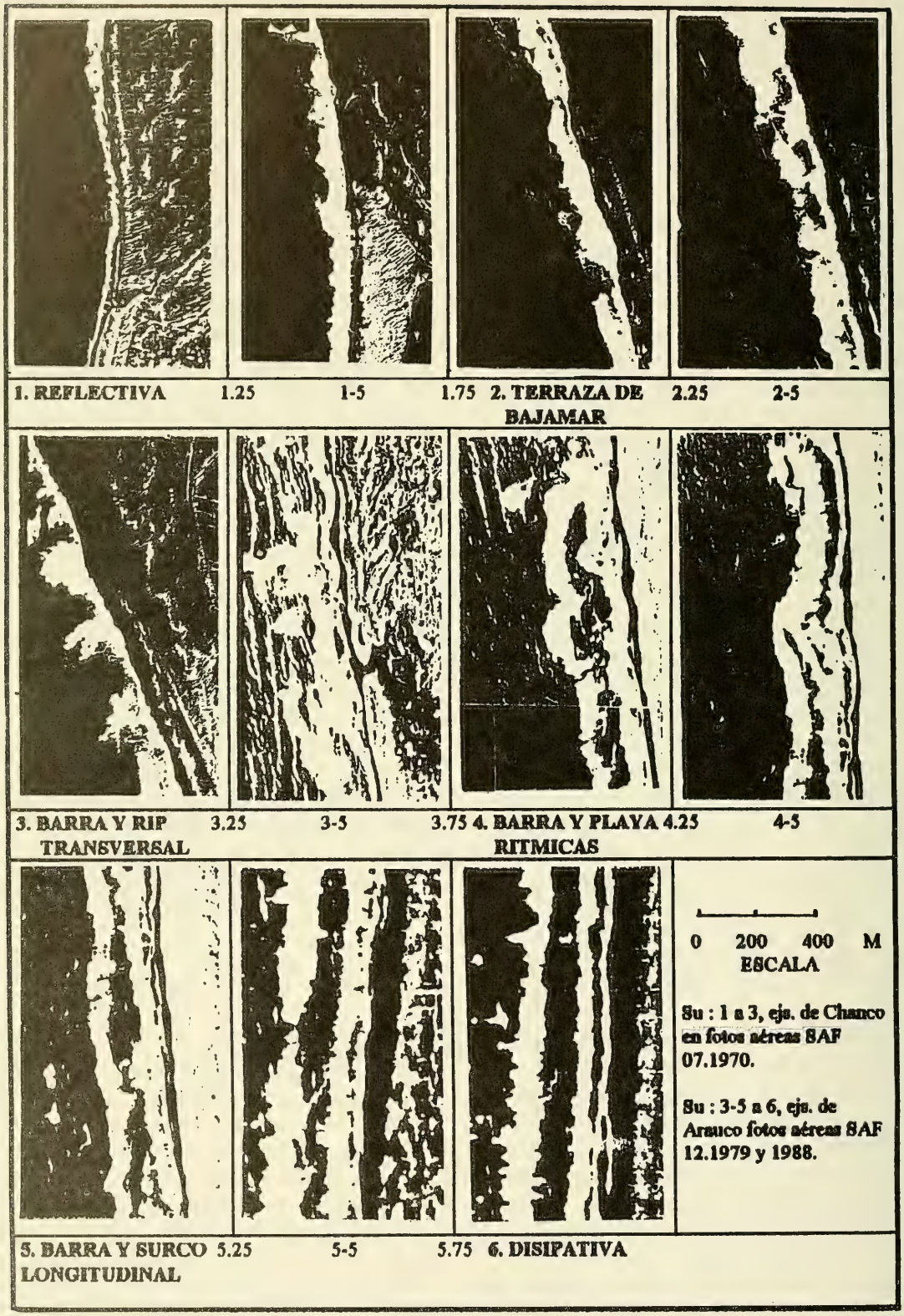


FIGURA 2. Guía para la identificación de zonas de rompientes, basada en la clasificación de Wright & Short (1984, en Short, 1987) modificada por el autor para su uso en fotos aéreas.

& Short (1984) se manejó una escala de 1 a 6 (reflectivo a disipativo), siguiendo una progresión en la misma dirección que el parámetro adimensional Omega de Dean (1973, en Wright *et al*, 1984) pero sin su significado dinámico, sino como índice morfológico de la zona de rompiente (Su). Con 11 categorías se puede usar un valor entre 1 y 6 por cada 0.5 de (Su), siendo posible una aproximación a 21 estados distintos por interpolación entre las categorías ilustradas, lo que permite distinguir un estado por cada 0.25 de (Su). Por ejemplo, la combinación de las categorías barra y rip transversal y barra y playa rítmicas (Fig. 2) corresponde a Su=3.50. Con este procedimiento, la expresión refleja mejor la variabilidad real y la variable alcanza mayor continuidad. La elección de los tipos fotográficos representativos de estados básicos fue difícil en el caso de barra y playa rítmicas, por resultar de la asociación más compleja de factores. La interpolación de tipos se basó en la combinación de elementos de los estados básicos vecinos en el continuum, dificultándose nuevamente la intercalación de los tipos con elementos de barra y playa rítmicas. Por ello, se operó con ayuda de las secuencias de desarrollo de barras en creciente encontradas por Goldsmith *et al* (1982) y de la configuración en planta de las relaciones entre rips y barras en creciente (Short, 1985), considerándose el grado de longitudinalidad del sistema de barras, que debe aumentar con la disipatividad. Así, se estima que los tipos puestos para 4 y 4.5 de (Su) son sólo una razonable aproximación.

Las iniciales de nomenclatura para los estados básicos son las mismas que las usadas en inglés por Wright & Short (1984): R = reflectiva; LTT = terraza de bajamar; TBR = barra y rip transversales; RBB = barra y playa rítmicas; LBT = barra y surco longitudinal, y D = disipativa (Figs. 1 y 3).

Los datos obtenidos fueron sometidos a correlación bivariada entre las cuatro variables por cada sistema. Las matrices de determinación permitieron elegir las variables consideradas para correlación múltiple con tres variables, con el fin de observar la estructura de refuerzo en cada sistema, con apoyo de promedios y desviaciones standard.

RESULTADOS

Revisando las Tablas I y II, se aprecia que los porcentajes de varianza explicada son modestos en Chanco y Arauco frente a la mayor parte de las correlaciones, pero que las diferencias son notables. Mientras en Chanco los refuerzos mayores de sistema se dan, en orden decreciente, en torno a la distancia al origen (Do), el ancho de la zona de rompiente (Ws) y el índice de estado de la zona de rompiente (Su), en Arauco lo hacen alrededor de Do, Su y el ancho de la playa (Wb). El nivel de refuerzo es notablemente más alto en Arauco y la correlación más fuerte (Do vs. Su) señala el 79% de la varianza explicada.

TABLA I. Matriz de determinación (r2): Chanco.

*	Do m	Ws m	Wb m	Su	Suma
Do m	*	0.359	0.116	0.197	0.672
Ws m	0.359	*	0.020	0.152	0.531
Wb m	0.226	0.020	*	0.047	0.183
Su	0.197	0.152	0.047	*	0.396

TABLA II. Matriz de determinación (r2): Arauco.

*	Do m	Ws m	Wb m	Su	Suma
Do m	*	0.260	0.260	0.793	1.312
Ws m	0.260	*	0.170	0.090	0.520
Wb m	0.260	0.170	*	0.290	0.720
Su	0.793	0.090	0.290	*	0.1173

En atención a la jerarquía de refuerzos que presenta cada sistema fue confeccionada la Tabla III. Para Chanco, el coeficiente de correlación múltiple -sin ser fuerte- indica que hay mayor refuerzo en la operación conjunta de los tres elementos principales que considerando los pares. Para Arauco, en cambio, el coeficiente de correlación múltiple es fuerte, pero indica una operación de conjunto tan reforzada como la del par de elementos principales mejor correlacionado. Queda evidenciado que en ambos sistemas la distancia al origen (Do) es la función esencial de la estructura territorial de los otros elementos. Por ello, su relación con el índice morfológico de la zona de rompiente (Su), que es el indicador en estudio, requiere atención principal.

TABLA III. Correlación múltiple, promedios y desviaciones standard.

CHANCO	rDoWs	rDoSu	rWsSu	rDoWsSu	Wsmed Dstan	Sumed Dstan	Wbmed Dstan
	0.60	0.44	0.39	0.64	154.42	2.7 0.5	90 17
ARAUCO	rDoSu	rDoWb	rSuWB	rDoSuWb			
	-0.89	-0.51	0.54	0.89	262.39	4.7 0.9	72 30

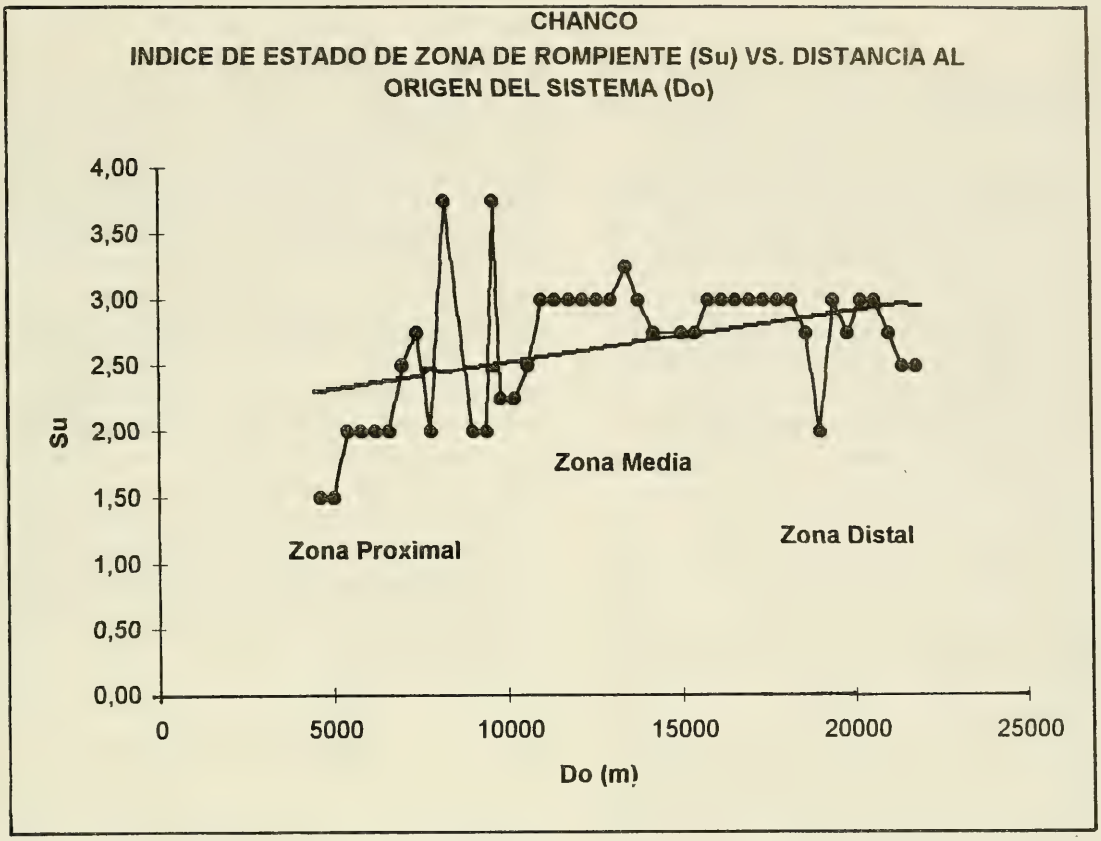
De la Fig. 3 es manifiesto que la distribución de los estados de zona de rompiente es opuesta entre los sistemas comparados. La progresión desde las zonas proximales a las distales indica lo siguiente: a) Mientras en Chanco se avanza de estados proximales reflectivos (LTT) a distales intermedios (TBR), en Arauco se progresa desde estados proximales disipativos (LBT) a distales intermedios (RBB); b) aun cuando las zonas proximales oblicuas de estos sistemas están en extremos opuestos del continuum de (Su) de 1 a 6, las zonas distales cuasi transversales sustentan estados intermedios contiguos de éste, pero sin ejemplares comunes a ambas; c) el grado de variabilidad espacial de los dos estados tiende a ser también inverso: la zona proximal es notablemente más homogénea en Arauco, la zona media es más o menos homogénea en ambos casos y la parte más distante de la zona distal es la más variable en Arauco, a un nivel parecido de lo que es en Chanco, donde la parte menos distante es homogénea; d) la variabilidad más distante y en un grado común a ambos sistemas, aparece justamente cuando se trata de estados de zona de rompiente vecinos de un sistema a otro.

La Tabla III muestra que los anchos medios de zona de rompientes y de playa tienen relación opuesta comparando ambos sistemas. En Chanco, la zona de rompientes y la playa son respectivamente más angosta y más ancha que en Arauco, donde la desviación standard del ancho de playa es mucho mayor que en Chanco, cuya masa de arena superior debiera estar distribuida más homogéneamente.

La Fig. 1 indica que el ancho del sistema dunar es mayor en las zonas distales de ambos sistemas y notoriamente reducido en las proximales, o sea, la masa dunar crece a medida que las playas son más transversales y su estado más intermedio, pero centrado en la categoría barra y rip transversales en Chanco y barra y playa rítmicas en Arauco. La primera es más típica de zona transversal que la segunda. La orientación media de las zonas proximal, media y transversal señala ángulos mayores en Chanco que en Arauco. En éste, la oblicuidad de la primera es notablemente mayor.

DISCUSION

Para la interpretación de la estructura espacial de los estados de zona de rompiente debe recurrirse a la teoría construida a partir de las experiencias de Wright *et al* (1984) y discutida por Short (1987), acerca de las tasas de cambio y de los tiempos de respuesta en función de los estados predominantes y de los desequilibrios. De acuerdo con ella, en Chanco las tasas de cambio debieran ser relativamente bajas (por ejemplo, del orden de 0.1 a 0.2 estados por día) y las respuestas, relativamente lentas (por ejemplo, 1 año



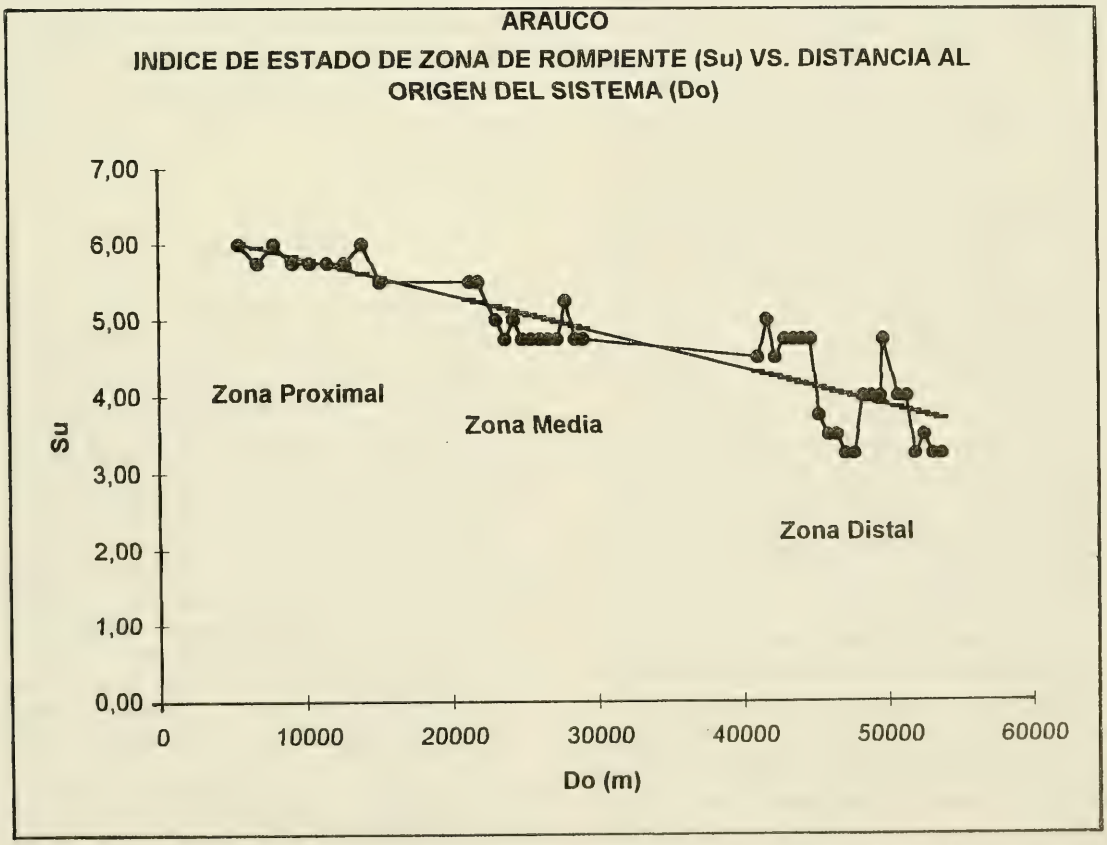


FIGURA 3. Comparación del comportamiento de la zona de rompientes en función de la distancia al origen.

o más), puesto que los estados asociados a barras y rips transversales, donde se anulan los vectores de la deriva longitudinal, son resultado de un intercambio directo entre la zona de rompiente y el litoral afuera (offshore), en el cual el ciclo de los sedimentos es largo; ello debe envolver una variabilidad de baja frecuencia en el almacenamiento de arena, pero intercambios de masa a gran escala. Inversamente, en Arauco las tasas de cambio debieran ser relativamente altas (por ejemplo, del orden de 0.5 estados por día) y las respuestas, relativamente rápidas, puesto que los estados asociados a barras y surcos longitudinales, donde los sedimentos se distribuyen esencialmente por deriva longitudinal, son resultado de un intercambio restringido a la zona de rompiente, lo que envuelve distribuciones de corto rango de la masa ya contenida en el sistema playa*f*zona de rompientes; ello debe traducirse en variabilidad de alta frecuencia en el almacenamiento de arena, con intercambios de masa a pequeña escala. En todo caso, tanto en Chanco como en Arauco la tasa de cambio de la zona de rompiente debiera ser mayor que la del volumen de la playa subaérea, cuyas respuestas son mucho más lentas. Pero las experiencias de Wright *et al* (1984) indican que los estados de barra y playa rítmicas a barra y rip transversales, alternados con situaciones de mayor reflectividad, corresponden témporo*f*espacialmente, pero con retardo, a las situaciones de mayor volumen de playa subaérea. Luego, esto último debiera ocurrir en Chanco, acompañado de una retención de masa por más tiempo. Observaciones de terreno hechas aquí entre 1982 y 1988 indican un progresivo desarrollo de microdunas frente a la duna anterior, lo que tiende a demostrar importantes acumulaciones de masa sin incidencias de erosión notorias. Posteriores observaciones en Arauco señalan ausencia de microdunas y de duna anterior natural e interacción directa con barjanes embrionarios, produciendo incluso su destrucción, lo que debe representar respuestas menos lentas de la playa que en Chanco.

Por lo tanto, en Chanco debe haber mayor posibilidad de abastecimiento de arenas al erg desde la playa que en Arauco. A la explicación morfoclimática propuesta por Araya-Vergara (1995) para el erg de Arauco debe agregarse el carácter del sistema de rompiente. Pero en la explicación de su diferencia entre ambos sistemas de playa, la discrepancia en sus orientaciones medias no parece fundamental. Observando la Fig. 1, se puede concluir con la siguiente hipótesis: si no hay discrepancia fundamental entre las orientaciones medias de las playas, consideradas como propiedades internas de los sistemas, la explicación debiera buscarse en las relaciones de vecindad entre éstos y la orientación de la costa inmediatamente al Sur de ambas zonas proximales. Esta es paralela al oleaje predominante a través de unos 25 km en el caso de Chanco y oblicua en el de Arauco, lo que debiera influir en una mayor refracción en el primer caso generando una playa más cóncava y reflectiva, y en una conservación de oblicuidad en el segundo, generando una playa menos cóncava y disipativa. Por lo tanto, los extremos proximales parecen ser los que regulan la gradación del continum hacia el N en ambos sistemas.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece al Departamento Técnico de Investigación de la Universidad de Chile (Programa de Desarrollo en Ciencias del Mar) y al Programa de Doctorado en Oceanografía de la Universidad de Concepción su apoyo para las misiones de terreno, para Chanco y Arauco respectivamente.

BIBLIOGRAFIA

ARAYA-VERGARA, J.F. 1982. Beach orientation. In: Schwartz, M.L. (Ed.): The Encyclopedia of Beaches and Coastal Environments. Hutchinson Ross Publ. Co., Stroudsburg, Penn.: 149-150.

ARAYA-VERGARA, J.F. 1985. Sediment supply and morphogenetic response on a high wave energy west coast. Z. Geomorph. N.F. Supl.Bd. 57: 67-79.

ARAYA-VERGARA, J.F. 1986. Cambios actuales de la línea litoral en Chile Central Sur. R. Geogr. de Chile. 29: 23-28.

ARAYA-VERGARA, J.F. 1987. The evolution of modern coastal dune systems in Central Chile. *In*: Gardiner, V. (Ed.):International Geomorphology 1986 Part II. J. Wiley & Sons, Chichester: 1231-1239.

ARAYA-VERGARA, J.F. 1995. Primeras observaciones en el erg litoral de Arauco. Programa y resúmenes XVI Congreso Nacional de Geografía. Valdivia: 70.

ARAYA-VERGARA, J.F. E I. VARGAS. 1991. Sistema de interacciones oleaje-playa-duna en un litoral paralelo-oblicuo. XI Jornadas de Ciencias del Mar:

Resúmenes, exposiciones orales y paneles. Viña del Mar: 8.

Fuenzalida, H. 1965. Clima. En: Corporación de Fomento de la Producción (Ed.): Geografía Económica de Chile, Texto Refundido. Ed. Universitaria, Santiago: 98-152.

Goldsmith, V., D. Bowman, K. Kiley, B. Burdick, Y. Mart and S. Sofer. 1982. Morphology and dynamics of crescentic bar systems. *In*: Edge, B.L. (Ed.): Proc. Eighteenth Coastal Eng. Conference Vol.II. Amer. Soc of Civil Eng., New York: 941-953.

Lanfredi, N.W. and M.B. Framiñan. 1986. Field study and prediction of longshore currents, Argentine coast. J. of Coastal Res. 2(4): 409-417.

Short, A.D. 1985. Rip-current type, spacing and persistence, Narrabeen beach, Australia. Marine Geol. 65: 47-71.

Short, A.D. 1987. A note on the control of beach type and change, with S.E. Australian Examples. J. of Coastal Res. 3(3): 387-395.

Wright, L.D. and A.D. Short. 1984. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. Marine Geol. 56: 93-118.

Wright, L.D., S.K. May, A.D. Short and M.O. Green. 1984. Beach and surf zone equilibria and response times. *In*: 19th Coastal Eng. Conference Proceedings, ASCE, Houston, Texas: 2150-2164.

Gayana Oceanol. 4(2): 169-181, 1996 ISSN 0716-9655

RECLUTAMIENTO DE LA MACROINFAUNA BENTONICA EN UN AREA INFLUENCIADA POR SURGENCIAS COSTERAS: BAHIA CONCEPCION, CHILE CENTRAL

RECRUITMENT OF THE BENTHIC MACROINFAUNA IN AN AREA INFLUENCED BY COASTAL UPWELLING: CONCEPCION BAY, CENTRAL CHILE

Franklin D. Carrasco V.[1] & Wilmer Carbajal V.[1,2]

RESUMEN

Durante el verano (enero) e invierno (agosto) de 1995, el reclutamiento de la macroinfauna sublitoral de la Bahía Concepción fue estudiado a partir de muestras bentónicas recolectadas en seis estaciones. El objetivo principal fue establecer si la variabilidad estacional en las condiciones hidro-meteorológicas de la bahía determinan o no cambios en la distribución espacial del reclutamiento post-larval de los invertebrados bentónicos de la bahía. La relación entre el reclutamiento y las variables hidrográficas fueron evaluadas mediante análisis de correlación. Los resultados sugieren una interacción entre la hidrodinámica estacional y el asentamiento diferencial de algunas especies, como un posible mecanismo que explicaría el reclutamiento de los invertebrados bentónicos en la Bahía Concepción.

PALABRAS CLAVES: Reclutamiento, macroinfauna bentónica, surgencias, *Paraprionospio pinnata*, Bahía Concepción, Chile central.

ABSTRACT

During Summer (January) and Winter (August), we studied the recruitment of subtidal macrofauna of the Concepción Bay from benthic samples collected in six stations. The main objective was to establish whether the seasonal variability of the meteorological and hydrological conditions of the bay determinates or not changes on the spatial distribution of the post-larval recruitment of benthic invertebrates. The relationship between recruitment and hydrographic variables were evaluated by correlation analysis. The results suggest a interaction between seasonal hydrodynamics and the differential settlement of some species, as a possible mechanism for the benthic invertebrates recruitment in Concepción Bay.

KEYWORDS: Recruitment, benthic macroinfauna, upwelling, *Paraprionospio pinnata*, Concepcion Bay, Central Chile.

INTRODUCCION

El reclutamiento es un proceso complejo, que juega un rol importante en la estructura y dinámica de las comunidades bentónicas de invertebrados marinos; de allí que el mantenimiento y renovación de éstas dependen parcialmente del éxito o fracaso del reclutamiento larval (Díaz-Castañeda,1993).

Muchos invertebrados muestran patrones de reclutamiento específicos debido a la interacción de factores bióticos y abióticos, a escalas temporales y espaciales diferentes (Rodríguez *et al.*, 1993). Estudios sobre la variación espacial del reclutamiento de estos organismos indican que el origen de ésta debe a la disponibilidad larval, selección del sustrato por las larvas en el momento del asentamiento, mortalidad de juveniles después del asentamiento (Keough & Downes,1982; Cameron,1986) y a procesos hidrodinámicos (Eckman,1983,1987; Butman,1987).

Recientemente, Roughgarden *et al.* (1991) han enfatizado en la importancia de la relación entre la variabilidad de las surgencias costeras con el reclutamiento de los cirripedios (e.g. *Balanus* sp. y *Chthamalus* sp.), mientras que Pedrotti & Fenaux (1992) lo han hecho con la producción larval de los equinodermos. En este contexto, Wing *et al.* (1995a,1995b) han encontrado que el

[1]Depto. de Oceanografía, Universidad de Concepción. Casilla 2407, Concepción, Chile.
[2]Depto. de Pesquería y Zoología, Universidad Nacional "Pedro Ruiz Gallo", Apartado Postal 637, Lambayeque, Perú.

asentamiento del decápodos *Cancer* spp. en la costa norte de California estuvo positivamente correlacionado con eventos de relajación de la surgencia. En el sistema de surgencias de Chile central, en la plataforma continental frente a Bahía Concepción, Gallardo *et al.*(1994) han reportado que la abundancia de los individuos recién asentados de *Pleuroncodes monodon* ocurre durante el régimen oceanográfico de post-surgencia (marzo-abril), indicando así que éste es el período de reclutamiento de *P. monodon*.

El régimen hidro-meteorológico de la Bahía Concepción ha sido caracterizado a través de diversas escalas temporales (Sobarzo, 1994). Estas indican que la bahía puede ser considerada como un sistema influenciado por las surgencias costeras forzadas por la predominancia de vientos sur y suroeste durante la primavera-verano y afectada por la dominancia de vientos norte, lluvias y tormentas durante el período invernal (Ahumada & Chuecas,1979; Arcos & Navarro,1986). Durante los eventos de surgencia el agua superficial es llevada costa afuera por el transporte de Ekman, y es reemplazada por aguas ecuatoriales subsuperficiales (AESS; temperatura entre 9-12°C, salinidad > 34,5‰), pobres en oxígeno disuelto (< 1 $ml \cdot l^{-1}$) y ricas en nutrientes (Ahumada *et al.*, 1983; Sobarzo, 1994).Durante el período invernal se observa un flujo superficial de entrada de aguas subantárticas (ASAA; temperatura > 12°C, salinidad < 34,3‰),ricas en oxígeno (> 6,5 $ml \cdot l^{-1}$) y de bajo contenido de nutrientes. Durante este período existe una dilución de las capas superficiales debido a las lluvias y a aportes fluviales. Arcos & Wilson (1984) han descrito la variabilidad diaria de la coacción del viento asociada a eventos de surgencia activa y relajada, indicando que la primera es producida por acción de los vientos suroeste con velocidades de $10 m \cdot s^{-1}$; mientras que la segunda es inducida por vientos norte de 2 a 5 $m \cdot s^{-1}$.

A pesar de que no existen estudios comparativos del reclutamiento de la macroinfauna bentónica asociado a la dinámica ambiental de la Bahía Concepción, principalmente aquéllos relacionados con las surgencias, se plantea la hipótesis de que la variabilidad hidrológica de la bahía estaría influenciando el reclutamiento temprano de la macroinfauna sublitoral, especialmente después de severas perturbaciones físicas producidas por sistemas frontales con fuertes vientos y lluvias intensas.

En este sentido, el objetivo principal de este estudio es cuantificar y describir la variación en la distribución del reclutamiento post-larval y analizar la influencia que la variabilidad estacional del régimen hidrográfico de la bahía pudiera tener sobre este proceso.

MATERIALES Y METODOS

El estudio se realizó en la Bahía Concepción (36°40' S, 73° 01' W), cuya área superficial es de aproximadamente 170 km^2. En enero y agosto de 1995, muestras de sedimentos fueron recolectadas a lo largo de un transecto conformado por seis estaciones (Figura 1). Con un corer se tomaron cuatro réplicas de 62.8 cm2 de área superficial cada una, a partir de una muestra de sedimento recolectada con una draga McIntyre (0,1 m^2) por estación. Cada réplica fue lavada sobre un tamiz geológico de 250 µm, y los organismos retenidos fueron fijados en formalina al 10% y posteriormente teñidos con Rosa de Bengala.

En cada estación del transecto se realizaron mediciones verticales de salinidad y temperatura con un mini-CTD Sensor Data SD-202, y con una botella Nansen equipada con termómetros de inversión se recolectó muestras de agua para determinar el oxígeno disuelto a un metro del fondo.

Los datos de viento, para intervalos de una hora, fueron obtenidos de los registros del Aeropuerto Carriel Sur, localizado aproximadamente a 3 km de la cabeza de la Bahía Concepción.

La correlación entre las abundancias totales de los reclutas de poliquetos y crustáceos con la temperatura, salinidad y oxígeno de cada estación y para cada período de muestreo fueron calculadas usando el coeficiente de Correlación de Pearson (Zar,1984).

RESULTADOS

VARIABILIDAD HIDRO-METEOROLOGICA

Durante el día 10 de enero existió una alternancia de vientos suroeste (1,5 a 10,5 $m \cdot s^{-1}$) en la mañana y vientos norte (1,5 a 5,5 $m \cdot s^{-1}$) en la tarde, típicos de una surgencia relajada. El día 25 de enero se caracterizó por la persistencia de vientos suroeste, con velocidades entre 9 a 12 $m \cdot s^{-1}$, pro-

duciendo condiciones favorables para las surgencias.Cerca del mediodía del 26 de agosto se inició un temporal con fuertes precipitaciones y con vientos desde el norte. La velocidad del viento alcanzó, su máximo de aproximadamente 13,5 $m \cdot s^{-1}$ cerca de las 15 horas.

La sección representativa de temperatura muestra que la bahía durante el 10 de enero (Figura 2a) estuvo caracterizada por una marcada estratificación térmica, causada por el calentamiento estacional de la capa superficial (hasta 14,5°C). En la Figura 2b se observa que los valores de salinidad,son moderadamente superiores a 34,50‰, lo cual indica una mezcla parcial entre las aguas ecuatoriales subsuperficiales (AESS) y las aguas subantárticas (ASAA).

A diferencia de lo anterior, durante el 25 de enero se observó un menor calentamiento de la capa superficial de la bahía, alcanzándose temperaturas de hasta 13,5°C (Figura 3a). Se observó además un ascenso de las isotermas de 12°C y 11,5°C, particularmente en el centro y boca de la bahía. Este ascenso de aguas más frías es consistente con la presencia de las isohalinas subsuperficiales de 34,88‰ y 35,02‰, entre los 5 y 15 m, respectivamente (Figura 3b). Esta situación indicaría el inicio de un proceso de surgencia.

Durante el 26 de agosto, un sistema frontal con fuertes vientos norte e intensas lluvias alteraron la hidrografía y dinámica de la bahía. Esto se refleja en los bajos valores de temperatura y salinidad (Figuras 4a y 4b) , típicos de ASAA que ingresan a la bahía superficialmente durante períodos de predominancia de estos vientos. Se observa también una homogeneización de la columna de agua en la cabeza de la bahía debido a procesos de mezcla.

La Tabla I exhibe, a un metro del fondo, una amplia variación de los valores de oxígeno disuelto para el verano e invierno. En enero los valores son menores que 1,6 $mlO_2 \cdot l^{-1}$, particularmente en la cabeza de la bahía; mientras que en agosto éstos son mayores que 6,2 $mlO_2 \cdot l^{-1}$. Estas condiciones denotan la presencia de aguas de surgencia ecuatoriales subsuperficiales y subantárticas, respectivamente.

VARIABILIDAD DEL RECLUTAMIENTO

Durante el 10 y 25 de enero (Figuras 5a y 5b) se observó un patrón de reclutamiento muy similar. Se encontró un bajo número de reclutas en la parte interior y central de la bahía (estaciones 1,2,3 y 4), con un incremento de éstos hacia la boca y plataforma adyacente, particularmente durante el 25 de enero. En ambas fechas, los poliquetos dominaron tanto en formas (hasta 19 especies) como en abundancia numérica (>95% de individuos) sobre los crustáceos (*Ampelisca araucana* y *Pinnixa* sp.) y moluscos (*Nassarius* sp. y *Thyasira* sp.). *Cossura chilensis* fue la especie de mayor ocurrencia en las estaciones interiores (1,2 y 3), *Aricidea pigmentata* lo fue en la estación 4, y *Paraprionospio pinnata* predominó en las estaciones 5 y 6 (Tablas II y III).

A diferencia de las fechas anteriores, el reclutamiento observado el 26 de agosto (Figura 5c) se caracterizó por presentar un mayor número de reclutas en las estaciones 2, 3 y 4, manteniéndose un incremento de éstos hacia la boca de la bahía. En todas las estaciones, excepto el sitio 1, *Paraprionospio pinnata* fue la especie predominante (Tabla IV). Los poliquetos con 15 especies fue el grupo dominante sobre los crustáceos (2 especies) y moluscos (5 especies).

La correlación entre el número total de reclutas de poliquetos, crustáceos y algunas especies de poliquetos versus los promedios de temperatura, salinidad y oxígeno para cada estación indica que existe fuerte asociación del reclutamiento de *Aricidea pigmentata* con la temperatura y salinidad durante el período de "relajación de surgencia" (10 de enero), mientras que los reclutas de *Paraprionospio pinnata* estuvieron mejor correlacionados con la temperatura y salinidad de la columna de agua durante el 26 de agosto (Tabla V). Durante el período de "surgencia activa" (25 de enero) no se observó correlación alguna.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Wing *et al.*(1995a) han resaltado la importancia del acoplamiento entre la variabilidad de las surgencias costeras y el asentamiento bentónico como una forma de entender el reclutamiento local. En base a correlaciones entre la temperatura y salinidad con el asentamiento de *Cancer* spp., plantean que el asentamiento de estas larvas ocurre durante el período de relajación de las surgencias.

Nuestros resultados muestran patrones de

reclutamiento estacionales gobernados en gran medida por la distribución espacial de la abundancia de reclutas de *Paraprionospio pinnata*, *Aricidea pigmentata*, *Mediomastus branchiferus* y *Cossura chilensis*. Esta distribución indica que el reclutamiento no es homogéneo a lo largo del componente norte-sur ("along-shore"), sino que mayormente está concentrado en la boca de la bahía y plataforma adyacente. Varios autores (Sobarzo,1994; Sobarzo *et al.*,1996, y Arcos *et al.*,1995) han señalado que algunos factores físicos (e.g. densidad) estarían definiendo la estructura de intercambio vertical de agua en esta área de la Bahía Concepción y por tanto de su hidrodinámica durante eventos de surgencia activa y relajada, así como durante procesos de mezcla originados por tormentas y lluvias. Por lo tanto, parece razonable asumir que el reclutamiento en esta zona, en comparación con el resto de la bahía, estaría influenciado en cierta medida por la dinámica estacional de ésta.

De acuerdo a ello, los datos presentados aquí responden en gran extensión a la hipótesis inicialmente planteada; éstos indican que existe una buena correlación entre el reclutamiento de *Aricidea pigmentata* con condiciones asociadas a la relajación de la surgencia (e.g. temperaturas altas, como en el caso de Wing *et al.*,1995a) durante el verano y entre el reclutamiento de *Paraprionospio pinnata* con condiciones de mezcla en la columna de agua durante el invierno.

Durante el 10 de enero hubo una dominancia de viento norte moderado desde el mediodía, mientras que el 26 de agosto el viento norte fuerte predominó todo el día; esta situación física debería haber producido una resuspensión de los sedimentos y reclutas asociados, los que posteriormente fueron depositados a lo largo de la bahía por la mezcla de la columna de agua. Sólo así se estaría explicando la presencia de reclutas de *P. pinnata* en ambas fechas de muestreo. Esta contención es apoyada por diversos investigadores, así Farías *et al.* (1994) han señalado que la existencia de marcadas variaciones estacionales en los flujos de material particulado, responden a la naturaleza episódica de una mayor resuspensión particulada durante el período invernal en la boca de la Bahía Concepción, producto de tormentas y procesos de mezcla. En este mismo sentido, Pedrotti & Fenaux (1992) consideran que en invierno, debido a la mezcla vertical de la columna de agua, las larvas son transportadas pasivamente desde las capas superficiales hacia abajo de acuerdo a los patrones de circulación. Por su parte Johnson & Hess (1990) han sugerido que la variabilidad en el período y magnitud de cambio en el estrés del viento estacional constituye una de las principales causas de la variación del reclutamiento de la macroinfauna.

Adicionalmente a este mecanismo de transporte en el componente norte-sur ("along-shore"), propuesto para explicar el reclutamiento de los invertebrados, es evidente la existencia de una contraparte biológica. Datos sobre abundancia meroplanctónica de los invertebrados en la bahía indican que entre las estaciones 1 y 4 existe una gran disponibilidad larval (e.g. en la estación 1, más de 38.000 larvas·$10m^{-3}$ de poliquetos, principalmente de *P. pinnata*, y cerca de 10.000 larvas·$10m^{-3}$ de crustáceos) durante el 10 de enero (W. Carbajal, comunicación personal). Carrasco (1976) también ha reportado que la mayor abundancia de larvas de poliquetos Spionidos (principalmente *Paraprionospio pinnata*) se presenta entre primavera y verano, con un máximo en enero; mientras que Concha (1978) plantea lo mismo para los decápodos. Llama entonces la atención que en la estación 1 no se haya presentado un gran reclutamiento durante el 10 y 25 de enero. Probablemente, existe una respuesta integrada a esta situación, relacionada con una gran mortalidad de las larvas de menor movilidad (e.g. poliquetos), migración de aquéllas con mayor capacidad natatoria (e.g. crustáceos), duración del período larval, duración de la fase de competencia, depositación pasiva de las larvas y asentamiento diferencial de algunas especies.

En este contexto, la mayor mortalidad larval en la cabeza de la bahía se produciría por la deficiencia de oxígeno en los sedimentos de esta zona. Gallardo *et al.* (1972) han reportado que los sedimentos de la bahía durante el verano se tornan anóxicos y reductores, debido a las bajas concentraciones de oxígeno, comparables a las encontradas en este estudio (Tabla I). Indicando también, que *Paraprionospio pinnata* es dominante en la mayor parte de los fondos de la bahía, excepto en los más someros. Esto último también ha sido corroborado por Oyarzún *et al.* (1987) y Carrasco *et al.* (1988).

Un aspecto importante a considerar es relacionado con la presencia de abundantes filamen-

tos de la bacteria *Thioploca* en las estaciones 5 y 6 (40 y 42 m de profundidad, respectivamente) durante todo el período de muestreo. Recientemente, durante el verano y a lo largo de un transecto sobre la plataforma continental frente a la Bahía Concepción, Fossing *et al.* (1995) han señalado que *Thioploca* habita en la zona de mínimo oxígeno de la región de surgencia, entre los 40 y 280 m de profundidad. Sus hallazgos indican que esta especie oxida el H_2S usando el nitrato, proceso que le permite almacenar sulfuro elemental en el citoplasma. Este proceso implica una rápida reoxidación del azufre dentro de los sedimentos (en completa ausencia de oxígeno), lo cual conlleva a una disminución del H_2S en el agua intersticial de la capa de sedimento.

Por lo tanto, el mayor reclutamiento observado en las estaciones 5 y 6, obedecería al hecho de que los sedimentos en esta parte del gradiente presentan condiciones más saludables, es decir, con menores concentraciones de H_2S que el resto de sitios, debido a la acción que cumple la bacteria *Thioploca* como reservorio de azufre en su citoplasma.

Pearson & Rosenberg (1978) han indicado que en la columna de agua sobre los sedimentos enriquecidos orgánicamente (como parece ser el caso de las estaciones 1 y 2: Ahumada *et al.* (1983); Oyarzún *et al.* (1987); Carrasco *et al.* (1988). Existen muchas larvas pelágicas que retardan su metamorfosis hasta que encuentran un sustrato adecuado para el asentamiento. Esta situación estaría indicando que diferentes especies de reclutas responden de una manera diferencial a las características físico-químicas de los sedimentos (e.g. tamaño de partícula, fracción de limo-arcilla y contenido de materia orgánica), ya que aparentemente, las larvas a través de diversos mecanismos logran asentarse en los hábitat donde las poblaciones adultas son más abundantes. De acuerdo a Carrasco *et al.*(1988), éste parece ser el caso de *P. pinnata*, *Aricidea pigmentata* y *Cossura chilensis*, ya que sus resultados muestran claramente que en estaciones con ubicaciones similares a las de este estudio (e.g. estaciones 1, 3 y 5), las poblaciones adultas de estas especies presentan el mismo patrón de abundancia y distribución espacial comparado a nuestros hallazgos. Dichos autores demuestran que el número de individuos se incrementó significativamente con la disminución de phi promedio, el aumento de la fracción limo-arcilla y una disminución del porcentaje de materia orgánica hacia la boca de la bahía.

En conclusión, existe un mecanismo físico-biológico que estaría explicando el patrón de reclutamiento observado en la bahía. Este se basa fundamentalmente en la variabilidad hidrodinámica estacional de la columna de agua asociada a procesos de resuspensión y flujos de material particulado debido a eventos meteorológicos y de mezcla, así como en el comportamiento larval para seleccionar el sustrato adecuado para su asentamiento (similar al de las poblacionales parentales). Esto último, involucraría concentraciones adecuadas de O_2, H_2S y materia orgánica en los sedimentos, entre los más importantes.

Sin embargo, predicciones más precisas sobre la ocurrencia y magnitud de un reclutamiento exitoso de la macrofauna bentónica local requieren de un diseño de muestreo más extenso tanto espacial como temporalmente, a fin de contrastar estos resultados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fué financiado por la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción, a través del Proyecto N° 94.112.28 W. Carbajal es becario del Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) en el Programa de Doctorado en Oceanografía de la Universidad de Concepción, Chile. Nuestro agradecimiento a la tripulación de la B/C Kay Kay de la Universidad de Concepción por su valiosa colaboración durante la recolección de las muestras, y a la Sección de Meteorología del Aeropuerto Carriel Sur por proporcionarnos los datos de vientos.

BIBLIOGRAFIA

AHUMADA, R. & L. CHUECAS. 1979. Algunas características hidrográficas de la Bahía de Concepción (36° 40' S; 73° 02' W) y áreas adyacentes. Gayana Miscelanea N° 8: 3-56.

AHUMADA, R., A. RUDOLPH & V MARTINEZ. 1983. Circulation and fertility of water in Concepción Bay,Chile. Estuar. Coast. Shelf Sci. 16: 95-105.

ARCOS, D.F. & R.E. WILSON. 1984. Upwelling and the distribution of chlorophyll a within the bay of Concepción, Chile. Estuarine,Coastal and Shelf Science 18: 25-35.

ARCOS, D.F. & N. NAVARRO.1986. Análisis de un índice de surgencia para la zona de Talcahuano, Chile (Lat.37°). Invest. Pesq. 3: 91-98.

ARCOS, D.F., S. NUÑEZ, A. URRUTIA & L. CHUECAS. 1995. Shelf-embayment water exchange and residence times within Concepción Bay, Chile. Gayana 3: 75-87.

BUTMAN ,CH.A.1987. Larval settlement of soft-sediment invertebrates: the spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodynamical processes. Oceanogr.Mar.Biol.Ann.Rev, 25: 113-165.

CAMERON, R.A.1986. Introduction to the invertebrate larval biology workshop: a brief background. Bull. Mar. Sci., 39: 145-161.

CARRASCO, F.D. 1976. Larvas de la familia Spionidae (Polychaete) en el plancton de la Bahía de Concepción,Chile.Gayana 38: 1-63.

CARRASCO, F.D., V.A. GALLARDO & S. MEDRANO. 1988. Sublittoral macrobenthic infaunal assemblages of two nearby embayments from central Chile. Int. Revue ges. Hydrobiol. 73: 441-455.

CONCHA, M.C. 1978. Contribución al estudio de las larvas de decapoda crustácea, Bahía de Concepción, Chile. Tesis Lic. Biología, Universidad de Concepción. 149 p.

DIAZ-CASTAÑEDA,V.,S.FRONTIER & V. ARENAS. 1993. Experimental re-establishment of a soft bottom community: utilization of multivariate analysis to characterize different benthic recruitments. Estuarine,Coastal and Shelf Science, 37: 387-402.

ECKMAN, J.E. 1983. Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. Limnol. Oceanogr., 28: 241-257.

ECKMAN, J.E. 1987. The role of hydrodynamics in recruitment,growth,and survival of *Argopecten irradians* (L.) and *Anomia simplex* (D'Orbigny) within eelgrass meadows. J.Exp.Mar.Biol.Ecol.,106: 165-191.

FARIAS, L., M. A. SALAMANCA & L. A. CHUECAS. 1994. Variaciones estacionales del flujo de partículas y contenido de materia orgánica a la interfase agua-sedimento en Bahia Concepción,Chile central. CONA, 17: 15-31.

FOSSING, H., V.A. GALLARDO, B.B. JORGENSEN, M. HUTTEL, L.P. NIELSEN, H. SSCHULZ, D.E. CANFIELD, S. FORSTER, R.N. GLUD, J.K. GUNDERSEN, J. KUVER, N.B. RAMSING, A. TESKE, B. THAMDRUP & O. ULLOA. 1995. Concentration and transport of nitrate by the mat-forming sulphur bacterium *Thioploca*. Nature, 374: 713-715.

GALLARDO, V.A., J.G. CASTILLO & L.A. YAÑEZ. 1972. Algunas consideraciones preliminares sobre la ecología bentónica de los fondos blandos en la Bahía de Concepción. Bol. Soc. Biol. Concepción, Tomo XLIV. p. 169-190.

GALLARDO,V.A., J.I. CAÑETE, R.ROA, ENRIQUEZ-BRIONES, S & M. BALTAZAR. 1994. Recruitment of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* on the continental shelf off central Chile. J. Crust. Biol. 14: 665 - 669.

JOHNSON, D.F. & K.W.HESS.1990. Numerical simulations of blue crab larval dispersal and recruitment. Bull. Mar. Sci., 46: 195-213.

KEOUGH, M.J. & B.J.DOWNES. 1982. Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. Oecologia 54: 348-352.

OYARZUN, C., F.D. CARRASCO & V.A. GALLARDO. 1987. Some characteristics of macrobenthic fauna from the organic-enriched sediments at Talcahuano, Chile. Cah. Biol. Mar., 28: 429-446.

PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG.1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr-.Mar.Biol.Ann.Rev.,16: 229-311.

PEDROTTI, M.A. & L. FENAUX.1992. Dispersal of echinoderm larvae in a geographical area marked by upwelling (Ligurian Sea, NW Mediteranean). Mar. Ecol. Prog. Ser. 86: 217-227.

RODRIGUEZ, S.R., F.P. OJEDA & N.C. INOSTROSA. 1993. Settlement of benthic marine invertebrates. Mar. Ecol. Pro. Ser. 97: 193-207.

ROUGHGARDEN, J., T. PENNINGTON, D. STONER, S. ALEXANDER & K. MILLER.1991. Collisions of upwelling fronts with the intertidal zone: the cause of recruitment pulses in barnacle populations of central California. Acta Oecol.12: 35-51.

SOBARZO ,M.A.1994.Oceanografía física entre Punta Nugurne (35°57'S;72°47'W) y Punta Manuel (38°30'S;73°31'W), Chile:una revisión histórica (1936-1990). Gayana Oceanol.2: 5-17.

SOBARZO, M., D. FIGUEROA & D. R. ARCOS. 1996. The influence of winds and tides in the formation of circulation layers in a bay, a case study: Concepcion Bay, Chile. Estuarine, Coastal and Shelf Science. (Submitted).

WING, S.R., L.W. BOTSFORD, J. LARGIER & L.E. MORGAN .1995a. Spatial structure of relaxation events and crab settlement in the northern California upwelling system. Mar. Ecol. Prog. Ser. 128: 199 - 211

WING, S.R., J.L. LARGIER, L,W. BOTSFORD & J.F. QUINN. 1995b. Settlement and transport of benthic invertebrates in an intermittent upwelling region. Limnol. Oceanogr. 40: 316-329.

ZAR, J.H. 1984. Biostatistical analysis. 2nd Edition, Prentice-Hall, Englewood Cliffs. 718 pp.

TABLA I. Concentración de oxígeno (ml $0_2 \cdot l^{-1}$) disuelto en el agua a un nivel de profundidad desde el fondo en las taciones estudiadas en Bahía Concepción, de las cuales se informa su profundidad (m) total.

Estación	m	10 de enero	26 de agosto
1	12	0,7	6,2
2	21	0,8	5,9
3	26	1,5	6,0
4	30	1,6	5,9
5	40	1,5	6,0
6	42	1,5	6,2

TABLA II. Abundancia numérica de reclutas del macrobentos (inds. ·251,2cm^{-2}) por estación de muestreo en el crucero realizado el día 10 de enero de 1995.

Estación	1	2	3	4	5	6	Total
Especie							
Aricidea pigmentata	1	2	2	128	103	37	612
Cossura chilensis	47	9	8	16	59	44	183
Diopatra chilensis	0	0	0	0	0	1	1
Glycera americana	0	0	0	0	2	0	2
Lumbrineris sp.	0	0	0	0	2	6	8
Magelona phyllisae	1	1	0	0	4	12	18
Mediomastus branchiferus	0	0	50	30	187	313	580
Nephtys ferruginea	5	0	0	10	6	20	41
Nereis dorsolobata	0	0	0	0	4	7	11
Sthenelais helenae	0	0	0	0	0	2	2
Paraprionospio pinnata	8	0	5	46	335	682	1076
Sigambra bassi	0	0	9	2	2	6	19
Syllidae	0	0	0	0	3	4	7
Spionidae	11	0	0	0	0	0	11
Ampelisca araucana	0	0	0	3	34	63	100
Pinnixa sp.	0	0	0	0	0	2	2
Nassarius sp.	0	0	0	0	0	11	11
Thyasira tomeana	0	0	0	0	1	2	3
Total	73	12	74	235	742	1551	2687

TABLA III. Abundancia numérica de reclutas del macrobentos (inds. ·251,2 cm^{-2}) por estación de muestreo en el crucero realizado el día 25 de enero de 1995.

Estación	1	2	3	4	5	6	Total
Especie							
Aricidea pigmentata	1	0	1	78	352	260	692
Cossura chilensis	75	5	13	13	165	75	346
Phyllochaetopterus sp.	0	0	0	0	1	0	1
Cirratulidae	0	0	0	0	0	2	2
Goniadidae	0	0	0	0	0	1	1
Lumbrineris sp.	0	0	0	0	6	2	8
Magelona phyllisae	0	0	0	1	11	2	14
Mediomastus branchiferus	25	0	1	8	257	225	516
Nephtys ferruginea	3	0	0	1	9	6	19
Nereis dorsolobata	0	0	0	0	19	2	21
Orbiniidae	0	0	0	0	2	1	3
Paraprionospio pinnata	0	0	1	8	759	672	1440
Podarke sp.	0	0	0	0	1	0	1
Sigambra bassi	0	2	0	0	6	14	22
Syllidae	0	0	0	0	7	1	8
Spionidae	3	0	1	0	0	0	4
Ampelisca araucana	0	0	1	0	0	5	6
Nassarius sp.	0	0	0	0	2	1	3
Thyasira tomeana	0	0	0	1	6	0	7
Total	107	7	18	110	1603	1269	3114

TABLA IV. Abundancia numérica de reclutas del macrobentos (inds. ·251,2 cm^{-2}) por estación de muestreo en el crucero realizado el día 26 de agosto de 1995.

Estación	1	2	3	4	5	6	Total
Especie							
Aricidea pigmentata	1	0	5	39	262	229	536
Cossura chilensis	22	1	29	66	51	21	190
Phyllochaetopterus sp.	0	0	0	0	0	2	2
Diopatra chiliensis	6	8	0	0	0	1	15
Lumbrineris sp.	15	1	0	1	2	3	22
Medomastus branchiferus	1	0	0	0	111	177	289
Megalomma monoculata	1	0	0	0	0	1	2
Nephtys ferruginea	17	15	7	1	2	1	43
Nereis dorsolobata	0	0	3	5	3	2	13
Orbiniidae	28	9	0	4	0	0	41
Paraprionospio pinnata	2	448	286	250	545	1008	2539
Phyllodoce sp.	0	3	1	1	0	0	5
Sigambra bassi	0	2	0	6	0	8	16
Syllidae	0	0	0	0	1	3	4
Spionidae	4	0	0	0	0	0	4
Ampelisca araucana	3	0	0	1	3	163	170
Pagurus sp.	1	0	0	0	0	0	1
Nassarius sp.	0	0	0	0	0	3	3
Thyasira tomeana	0	0	0	0	0	2	2
Eurhomalea sp.	0	0	0	0	0	1	1
Nucula sp.	0	0	1	0	0	0	1
Mytilidae	0	4	0	0	1	0	5
Total	101	491	332	374	981	1625	3904

TABLA IV. Coeficientes de correlación de Pearson, entre el número total de reclutas de poliquetos, crustáceos y algunas especies de poliquetos con las variables hidrográficas promedio por estación y para cada período de muestreo. (n=6;*P<0,01).

	10 de enero			25 de enero		26 de agosto		
Grupo	tºC	S‰	02	tºC	S‰	tºC	S‰	02
Polychaeta	-0,708	0,742	0,706	-0,454	-0,489	-0,657	0,595	0,175
Crustacea	-0,808	0,641	0,601	-0,606	-0,154	-0,198	0,154	0,706
P. pinnata	-0,732	0,745	0,672	-0,743	0,111	-0,902*	0,902*	-0,368
Aricidea	-0,905*	0,889*	0,735	-0,712	0,149	0,744	0,649	0,001
Cossura	-0,144	0,306	0,045	-0,097	-0,676	-0,299	0,231	0,057

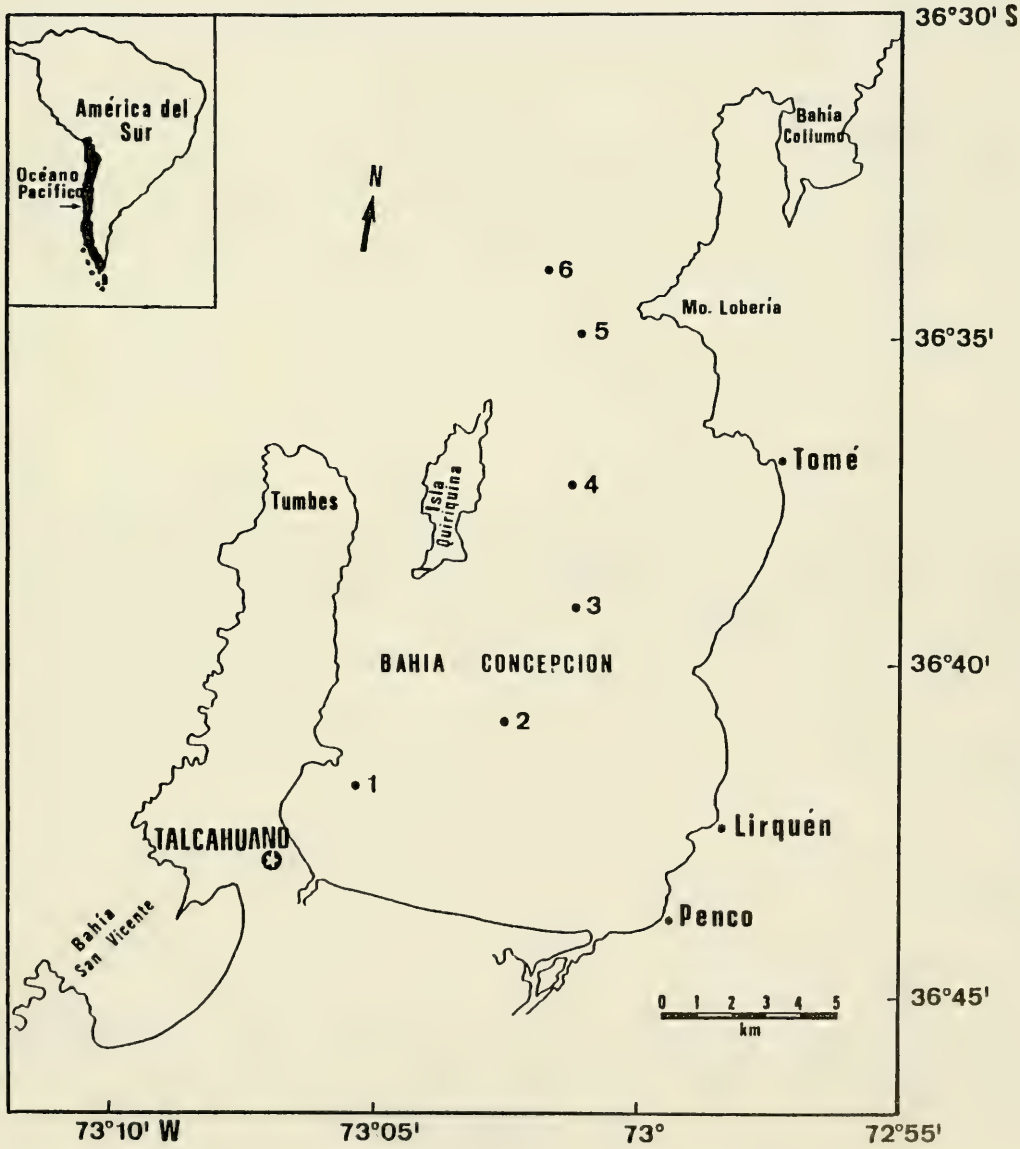


FIGURA 1. Mapa de la Bahía Concepción, Chile central, donde se muestra las posiciones de las estaciones de estudio.

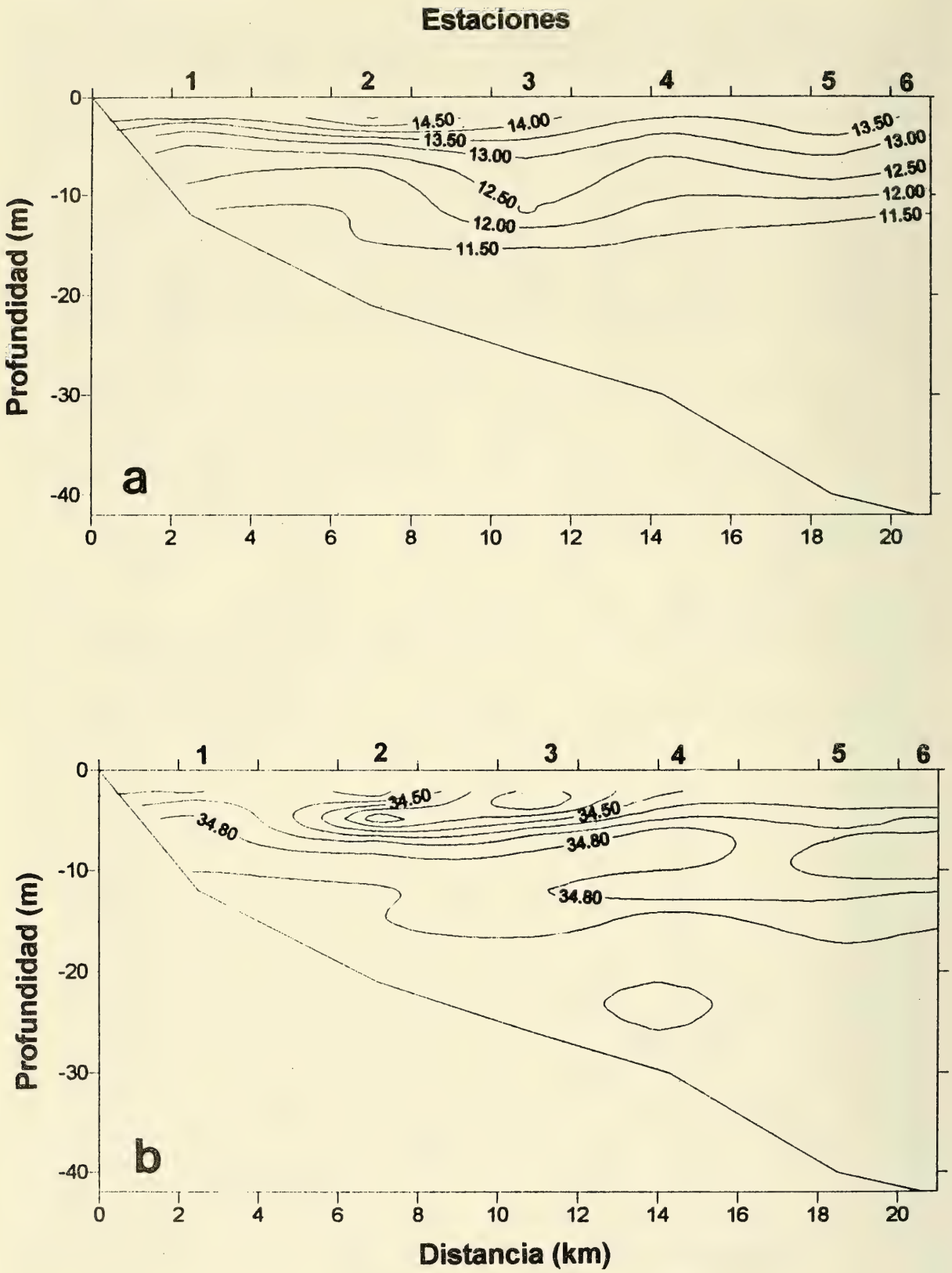


FIGURA 2. Distribución de la temperatura (°C) (a) y la salinidad (‰) (b) a lo largo del transecto de estudio durante el 10 de enero de 1995.

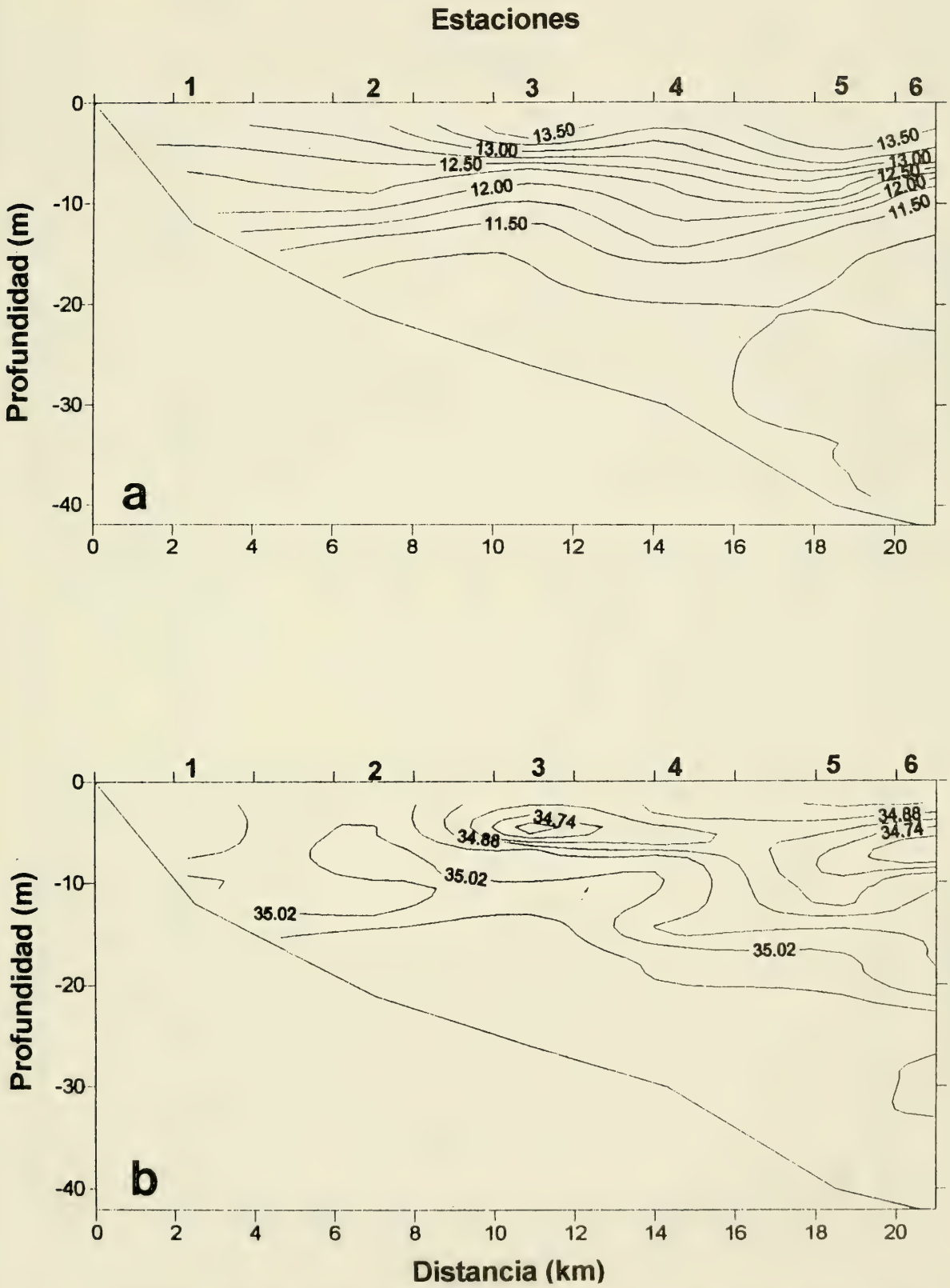


FIGURA 3. Distribución de la temperatura (°C) (a) y la salinidad (‰) (b) a lo largo del transecto de estudio durante el 25 de enero de 1995.

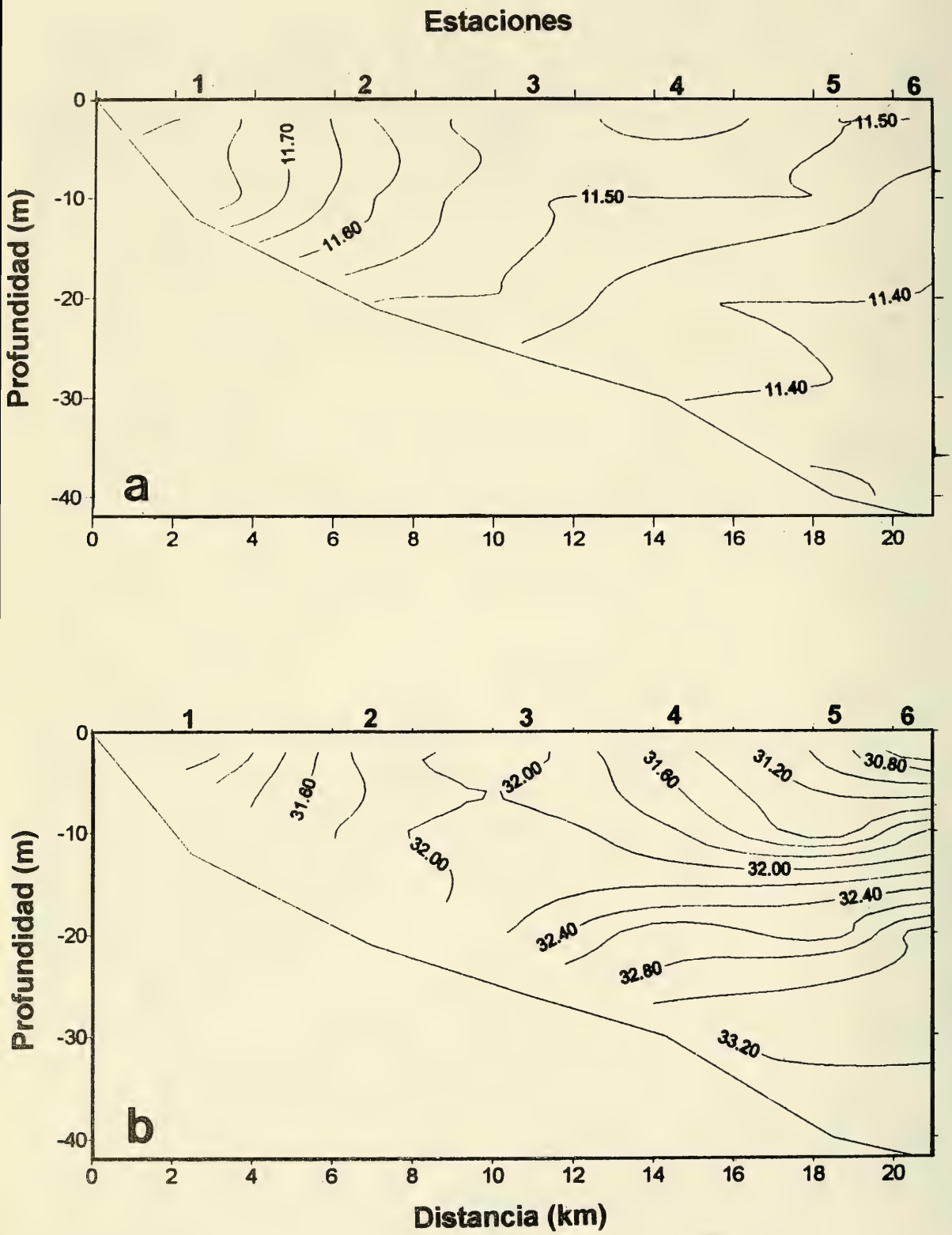


FIGURA 4. Distribución de la temperatura (°C) (a) y la salinidad (‰) (b) a lo largo del transecto de estudio durante el 26 de agosto de 1995.

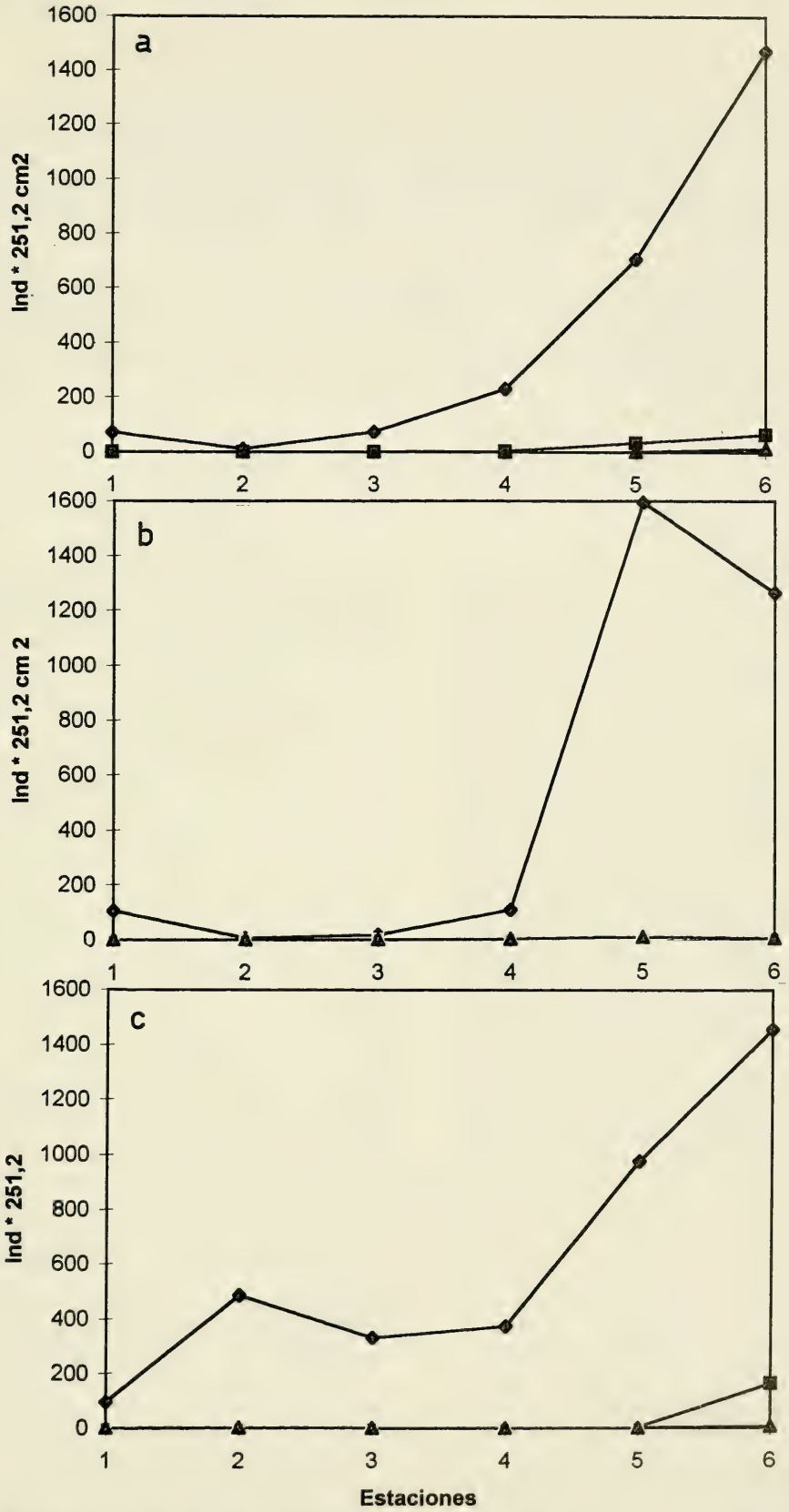


FIGURA 5. Número de reclutas a lo largo del transecto de estudio, durante el 10 de enero (a), 25 de enero 6 de agosto de 1995 (c). Poliquetos (=diamantes), crustáceos (=cuadrados) y moluscos (=triángulos).

Gayana Oceanol. 4(2): 183-194, 1996 ISSN 0716-9655

DEFINICION DE UNIDAD DE STOCK DESDE EL PUNTO DE VISTA GENETICO EN EL RECURSO JUREL (*TRACHURUS SYMMETRICUS MURPHYI*) NICHOLS, 1920 (CARANGIDAE, PERCIFORMES)

*DEFINITION OF STOCK UNIT FROM THE GENETIC POINT OF VIEW IN THE HORSE MACKEREL (*TRACHURUS SYMMETRICUS MURPHYI*) NICHOLS, 1920 (CARANGIDAE, PERCIFORMES)*

F. González*, F. Alay*, J. Cabello*, R. Chávez*

RESUMEN

El propósito del presente trabajo es identificar unidades de "stock" en el recurso jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) explotado en el litoral de las Regiones I a XI mediante una aproximación genética utilizando el método de electroforesis de isoenzimas. Con este objeto se muestrearon 50 ejemplares en dos épocas del año: primavera e invierno y en cinco localidades: Iquique, Coquimbo, San Antonio, Talcahuano y Puerto Montt, totalizándose 500 ejemplares. Se obtuvo un total de 23 loci como consecuencia del análisis de 15 sistemas enzimáticos. El valor de la heterocigosidad media para los 23 loci en las dos temporadas es de 0,124. El valor de polimorfismo es de 26,1% con criterio mayor o igual al 95% y de 38% con criterio de 99,9%, estos datos concuerdan con la heterocigosidad determinada para los peces. Como consecuencia de los antecedentes y resultados entregados se postula que las poblaciones analizadas se ajustan al modelo de población no subdividida. Los valores entregados por el índice de Wright cuando se calculan ya sea para cada uno de los muestreos en forma individual, entre sí recíprocamente (F_{st} 0,128) o cuando se hace un agrupamiento estacional (F_{st} 0,052) y finalmente cuando se calcula para un agrupamiento por localidad (F_{st} 0,04) indican la existencia de un solo grupo poblacional. Por lo tanto a pesar de que la separación de las estaciones en el año ocurre a un coeficiente de similitud de 0,97, lo que está ocurriendo en realidad son fluctuaciones genéticas que aún no definen grupos separados.

PALABRAS CLAVES: Perciformes, Carangidae, *Trachurus symmetricus murphyi*, electroforesis de proteínas, isoenzimas, genética de poblaciones, F_{st}; distancia genética, jurel.

*Depto. Biología Molecular. Fac. Ciencias Biológicas. Universidad de Concepción. Casilla 152-C. Concepción.

ABSTRACT

The purpose of the present work is to identify "stock" units of the horse mackerel resource (*Trachurus symmetricus murphyi*) exploited in the coast of the I to XI Regions (Chile) using electrophoresis of isozymes that allows to reveal genetic variability. 50 individuals were sampled in two different seasons (spring and winter) in each of five locations: Iquique, Coquimbo, San Antonio, Talcahuano and Puerto Montt, 500 individuals. The reaching analysis of 15 enzyme systems gave 23 loci. The mean heterocigosity value for 23 loci in the two seasons is 0,124. The polymorphism value is 26,1% (criteria less or equal to 95%) and of 38% (criteria of 99,9%) these data agree with those calculated for fishes. The Wright index when calculated in an individual form, by sample, (F_{st} 0,128) or in seasonal grouping (F_{st} 0,052) and finally when it is calculated for locality (F_{st} 0,04), they indicate the existence of only one population group. In spite of a similitude coefficient of 0,97, this last value explained as hazardous genetic fluctuations that still do not define separate groups.

KEYWORDS: Perciformes, Carangidae, *Trachurus symmetricus murphyi*, protein electrophoresis, isozymes, population genetics, F_{st}, genetic distance, horse mackerel.

INTRODUCCION

La creciente explotación de los recursos naturales, junto al explosivo aumento de la población, ha obligado a la humanidad a estimular el cuidado de éstos a través de su conservación, lo

que permitiría, en el corto plazo, un balance adecuado entre lo que se extrae y lo que permanece en el tiempo en forma natural. Sin embargo, para lograr este objetivo es muy importante conocer e identificar las unidades sobre las cuales se hace la extracción, especialmente en aquéllas formadas por organismos móviles, tales como los peces, cuya conducta implica un alto desplazamiento. Numerosos han sido los intentos realizados para identificar unidades de "stock", a través de distintas técnicas de marcaje, utilizando caracteres merísticos, morfométricos, parasitarios o bioquímicos como proteínas y ácidos nucleicos (FAO, 1984; Powers *et al*, 1988; Parker *et al*, 1990; Ryman, 1991).

El jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) se distribuye en el Océano Pacífico Sur desde el margen oriental hasta las proximidades de Nueva Zelanda, principalmente a lo largo del denominado "cinturón del jurel", que coincide con la Deriva del Oeste (Grechina, 1992). Sin embargo, los principales desembarques ocurren en puertos de Chile centro-sur (Arancibia *et al.*, 1995).

Un requisito primario en el ordenamiento pesquero es la identificación de unidades de "stock" sobre los que ejerce su acción la pesquería (Tyler, 1988), ya que el "stock" es la unidad básica sobre la cual deben sostenerse las evaluaciones y las medidas de ordenamiento. El adecuado manejo de los recursos biológicos especialmente de aquellos organismos acuáticos que presentan una conducta de alto desplazamiento y movilidad, exige información clara y precisa sobre la cual se pueda construir un modelo de explotación que optimice un equilibrio dinámico entre la existencia del recurso y los beneficios humanos que a partir de él se obtengan. La explotación de recursos pesqueros debe tener en cuenta las características de grupos más o menos aislados de la especie, genéticamente diferentes, conocidos como "poblaciones".

En este trabajo utilizamos el concepto de "stock" de acuerdo a la definición original de Kutkuhn (1981), la que posteriormente ha sido utilizada por la mayoría de los genetistas de recursos pesqueros y que dice: "La unidad de "stock" está constituida por miembros que se cruzan libremente y cuya integridad genética persiste aunque permanezcan temporal y espacialmente aislados como un grupo o aunque ellos, alternativamente, segreguen para cruzarse o que, por otra parte, se mezclen libremente con miembros de otra unidad de "stock" de la misma especie". Este concepto es utilizado en el sentido de reconocer unidades de poblaciones que realmente se interfecunden, manteniendo de esta manera un flujo génico abierto. Por lo tanto, se considera la acepción de Spanakis *et al.* (1989) de "stock puro", basada en la idea de la evolución independiente de las poblaciones que pueden de esta manera acumular diferencias genéticas, constituyendo así unidades discretas de individuos.

El problema que sustenta la presente proposición de trabajo genético radica en que análisis morfométricos han establecido la existencia probable de dos grandes grupos del género *Trachurus* en el Océano Pacífico (Kalchugin, 1991). En los últimos años, Serra (1991) identificó dos unidades poblacionales: una frente a Chile y otra frente a las costas de Perú. George-Nascimento y Arancibia (1992), basados en el estudio parasitológico y morfométrico de muestras de jureles obtenidas en Talcahuano e Iquique, describen dos "stocks" ecológicos dados con diferencias significativas en la carga parasitaria, referida a cantidad y no a composición parasitaria. Sin embargo, aún no se ha podido establecer con certeza si dentro de la población que sustenta el recurso en nuestras costas existen una o dos unidades poblacionales, considerando el concepto de "stock puro" que implica la existencia de una o más unidades de desove al tratarse uno o más grupos discretos genéticamente distintos, respectivamente. Serra (1991) postula la existencia de una gran área de desove, sobre la base de este antecedente, la hipótesis de trabajo que se postula es la siguiente: no existen diferencias significativas entre los grupos bianualmente muestreados frente a la costa de la I a XI Regiones que conforman el recurso en explotación de *Trachurus symmetricus murphyi* Nichols, por lo tanto, está constituido por una sola unidad poblacional (diferenciación geográfica).

MATERIALES Y METODOS

MUESTREO

El muestreo se diseñó de acuerdo a Gorman y Renzi (1979), quienes concluyeron que las estimaciones de la heterocigosidad y la distancia genética están afectadas principalmente por el número de loci estudiados y, secundariamente, por el número de individuos por muestra. Los pe-

ces presentan valores de heterocigosidad promedio que van desde 0,033 a 0,124 ± 0,15 (Nevo *et al.*, 1989). De acuerdo a esto se calculó que un mínimo de 50 ejemplares por muestreo eran representativos para obtener datos confiables a nivel de subpoblaciones, al estudiar al menos 20 loci para determinar distancias genéticas no sesgadas (Nei 1978, 1987). Esto está de acuerdo a lo señalado por Richardson *et al.* (1986) en relación al número mínimo de individuos por muestra para que ésta sea estadísticamente representativa y útil para los objetivos señalados. Una muestra de 50 individuos es suficiente para detectar diferencias entre las frecuencias del alelo más común de 0,1-0,5.

OBTENCION DE LAS MUESTRAS

Las muestras fueron obtenidas a bordo de embarcaciones de la flota industrial (Tabla I) y almacenadas en envases aislados provistos de hielo. Cada ejemplar fue medido y se extrajo un trozo de músculo e hígado (2 cm) y su réplica y fueron colocados en pequeñas bolsas de plástico, procediendo a la congelación inmediata de las muestras (-20°C o -30°C) una vez en puerto. Entre la toma de la muestra y su llegada al laboratorio transcurrió el menor tiempo posible (5 días como máximo) para evitar alteraciones *post mortem* que puedan alterar el resultado de los zimogramas. En el laboratorio fueron depositadas en un freezer a - 80°C.

TABLA I. Ubicación geográfica de las zonas de muestreo indicando las fechas en que se realizaron los muestreos.

LOCALIDAD	LATITUD MUESTREO	LONGITUD MUESTREO	FECHA
IQUIQUE	19° 22'	70° 52'	21 JUNIO 18 NOVIEMBRE
COQUIMBO	30° 15'	71° 30'	16 JUNIO 6 NOVIEMBRE
SAN ANTONIO	34° 27'	73° 55'	21 JUNIO 20 DICIEMBRE
TALCAHUANO	37° 09'	73° 45'	28 JUNIO 28 DICIEMBRE
PUERTO MONTT	41° 30'	73° 55'	5 JULIO 20 NOVIEMBRE

ELECTROFORESIS

Las técnicas utilizadas en este estudio para el análisis electroforético de 15 sistemas enzimáticos han sido descritas por Harris y Hopkinson (1976), Pasteur *et al.* (1988) y Richardson *et al.* (1986). En cada una de las cinco localidades se muestreó 50 ejemplares de *T. murphyi* por estación del año.

La información correspondiente a cada uno de los tampones utilizados para las corridas electroforéticas se resume en la Tabla II.

Se utilizaron fuentes de poder Heath Modelo 2717 A y Buchler 3-1500, Gel de almidón (Sigma) al 12.5%. Temperatura 5° C y adición de hielo cuando fue necesario. Tiempo de corrida, aproximadamente 5 horas. El voltaje no sobrepasó los 250 V.

TABLA II. Sistemas tampón utilizados en las corridas electroforéticas de jurel.

ENZIMAS	TAMPON	pH	AUTOR(*)	TEJIDO(**)
LDH(1.1.1.27)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	H M
MDH(1.1.1.37)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	- M
G6PDH(1.1.1.49)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	- M
ES(3.1.1.1)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	H -
EM(1.1.1.40)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	- M
IDH(1.1.1.42)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	H -
6PGDH(1.1.1.44)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	H -
ACP(3.1.3.2)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	H -
SOD(1.15.1.1)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	H -
GDH(1.4.1.2/3)	TRIS CITRATO	6.3-6.7	S	H -
PGM(2.7.5.1)	TRIS BORATO	8.8(8.5)	B	- M
PGI(5.3.1.9)	TRIS BORATO	8.5	B	H -
GOT(2.6.1.1)	TRIS BORATO	8.8.	B	H -
ADH(1.1.1.1)	TRIS BORATO	8.8.	B	H -
G6PDH(1.1.1.44)	TRIS BORATO	8.8.	B	H -

(*)S= Selander et al. (1971); Pasteur et al. (1988); B= Bisol et al. (1994).
(**) H= Hígado, M= Músculo.

ANALISIS DE LOS DATOS

El análisis de los datos contempló la aplicación de los programas computacionales BIOSYS (Swofford y Selander, 1989) y NTSYS (Rohlf, 1990), con los cuales se obtuvo la frecuencia génica, equilibrio Hardy-Weinberg y la posible separación de los grupos. Con los valores de la distancia genética no sesgada de Nei como índice de similitud se procede a realizar un análisis de conglomerado usando un algoritmo UPGMA (con ligamiento promedio no ponderado) con el programa computacional Biosys 1.7.

RESULTADOS Y DISCUSION

Como consecuencia del análisis de los 15 sistemas enzimáticos se obtuvo un total de 23 loci (no se consideró el locus *Gdh-2* porque su expresión fue inconstante (Tabla II).

ESTACIONALIDAD

En Invierno los loci *Acp-1* y *G6Pdh-1* presentaron tres alelos. Los loci *Me-1*, *Pgd-1*, *Idh-1*, *Es-2*, *Aat-1*, *Adh-1*, *Mdh-1* presentaron dos alelos. Los loci restantes fueron monomórficos. En primavera la situación es semejante para todos los sistemas, con excepción de *Adh-1* y *Mdh-1* que aparecieron monomórficos y de *Aat-1* que aumentó su variabilidad. Al comparar las frecuencias génicas en cada estación del año, aparecen diferencias en los sistemas *Pgd-1*, *Me-1* y *G6Pd-1*. Tanto la *Acp-1*, *Me-1* y *G6Pd-1* presentaron un cuarto alelo diferente en primavera al de invierno.

La heterocigosidad por locus (H_i), es decir número de individuos que son heterocigotos por locus variable para cada temporada del año, aparece en la Tabla IV. Según estos datos el valor para la heterocigosidad media (H_r) correspondiente a toda la población analizada en invierno es de 0,142 para los 23 loci (Tabla IV) y de 0,133 en primavera en ambos casos. El valor del polimorfismo es 26,1% con criterio menor o igual al 95% y de 39,1% con criterio de 99,9% o sin criterio. De acuerdo a los datos el valor de la heterocigosidad está ligeramente por sobre los valores promedio señalados para los peces (Nevo *et al.*, 1989).

TABLA III. Descripción de los diversos sistemas enzimáticos.

ENZIMA	LOCUS	ALELOS
MALATO DESHIDROGENASA (MDH) 1.1.1.37	Mdh-1 Mdh-2	2 1
LACTATO DESHIDROGENASA (LDH) 1.1.1.27	Ldh-1 Ldh-2	1 1
FOSFOGLUCOMUTASA (PGM) 2.7.5.1	Pgm-1 Pgm-2(*) 2(*)	>1 1
GLUCOSA FOSFATO ISOMERASA (GPI) 5.3.1.9	Gpi-1 Gpi-2	>1 >1
GLUTAMATO OXALATO TRANSAMINASA (GOT) 2.6.1.1	Aat-1 Aat-2	2 1
ALCOHOL DESHIDROGENASA (ADH) 1.1.1.1	Adh-1	2
GLUCOSA 6 FOSFATO DESHIDROGENASA (G6PDH) 1.1.1.49	G6Pdh-1	3-4
ISOCITRATO DESHIDROGENASA (IDH) 1.1.1.42	Idh-1	2
6-FOSFOGLUCONATO DESHIDROGENASA (6PGDH) 1.1.1.44	Pgd-1	2
FOSFATA ACIDA (ACP) 3.1.3.2	Acp-1	3-4
GLUTAMATO DESHIDROGENASA (GDH) 1.4.1.2/3	Gdh-1 Gdh-2 2(*)	>1 1
ENZIMA MALICA (EM) 1.1.1.40	Me-1	3
ESTERASA (Es) 3.1.1.1.	Es-1 Es-2 Es-3 Es-4	1 2 1 1
α-GLICEROFOSFATO DESHIDROGENASA (αGPDH) 1.1.1.8	Gpd-1	2
SUPEROXIDO DISMUTASA (SOD) 1.15.1.1	Sod-1	1

(*) locus inconstante.
> presentan polimorfismo pero no fue posible cuantificar en forma exacta para fines de cálculos de frecuencia.

TABLA IV. Heterocigosidad media por locus de los sistemas polimórficos de las enzimas en estudio por época del año.

LOCUS	HETEROCIGOSIDAD MEDIA POR LOCUS (Hr)	
	INVIERNO	PRIMAVERA
Acp-1	0,732	0,431
Me-1	0,341	0,380
Pgd-1	0,228	0,417
Idh-1	0,463	0,093
Es-2	0,682	1,000
G6Pd-1	0,808	0,563
Adh-1	0,012	0,000
Aat-1	0,000	0,188
TOTAL	0,142 (23 LOCI)	0,133 (23 LOCI)

TABLA V. Valores de heterocigosidad para las distintas localidades, por estación del año.

LOCALIDAD	ESTACION DEL AÑO	HETEROCIGOSIDAD		INDICE DE DEFICIENCIA DE HETEROCIGOTOS (D)
		MEDIA POR LOCUS NO SESGADO) (*)	POR LOCUS (CONTEO DIRECTO)	
IQUIQUE	INVIERNO	0,133	0,110	-0,173
	PRIMAVERA	0,134	0,112	-0,160
COQUIMBO	INVIERNO	0,135	0,140	0,037
	PRIMAVERA	0,134	0,094	-0,299
SAN ANTONIO	INVIERNO	0,131	0,154	0,176
	PRIMAVERA	0,116	0,10	-0,138
TALCAHUANO	INVIERNO	0,116	0,160	0,379
	PRIMAVERA	0,112	0,116	0,036
PUERTO MONTT	INVIERNO	0,141	0,160	0,135
	PRIMAVERA	0,121	0,096	-0,207

(*) Estimado no sesgado de Nei (1978).

Con los datos de frecuencia génica y los datos de frecuencia genotípica para cada temporada del año se procedió a la comprobación del equilibrio de Hardy-Weinberg mediante el test de Chi cuadrado. De ella se deduce que existen algunos sistemas que no responden a equilibrio Hardy-Weinberg, éstos son en invierno: *Me-1*, *Pgd-1*, *Es-2*, *Aat-1*, *G6pd-1* y *Mdh-1* y en primavera *Acp-1*, *Me-1*, *Pgd-1*, *Aat-1*, *G6Pd-1* (Fig. 1 a-e).

En invierno los valores de las probabilidades en los casos de los loci, *Me-1*, *Pgd-1*, *Es-2* y *G6Pd-1* indican diferencias altamente significativas en las frecuencias génicas entre las localidades comparadas. El locus *Idh-1* manifiesta una diferencia significativa entre las localidades. Los loci *Adh-1*, *Mdh-1*, *Acp-1* y *Aat-1* no tienen mayores fluctuaciones entre las localidades.

En primavera los valores de las probabilidades en los loci: *Pgd-1*, *Es-2*, *Aat-1* y *G6Pd-1* indican diferencias altamente significativas en las frecuencias génicas en las localidades comparadas (Fig. 1 f-j). Los loci *Acp-1* y *Me-1* manifiestan diferencias significativas entre localidades. El locus *Idh-1* no presenta mayores fluctuaciones entre las localidades. Los loci *Adh-1* y *Mdh-1* resultaron ser monomórficos en todas las localidades analizadas en el muestreo de primavera.

Los valores de la heterocigosidad por locus y por localidad para invierno y primavera se entregan en la Tabla VI en que se indica un resumen de las diferentes medidas que cuantifican la variabilidad en todas las localidades muestreadas. Como se puede apreciar, los valores dados para tamaño de la muestra por locus, número promedio de alelos por locus, loci polimórficos y heterocigosidad observada y esperada no son significativamente variables entre las localidades.

El detalle de la heterocigosidad observada y la esperada para cada locus y su respectivo índice de deficiencia de heterocigosidad calculado sobre la base de la diferencia de la heterocigosidad observada y la esperada dividida por la heterocigosidad esperada entrega una información valiosa para verificar las posibles razones por las cuales un determinado locus puede o no estar alejado del equilibrio Hardy-Weinberg. En general, ya sea por deficiencia de este índice, señalado con el signo negativo, o por exceso por sobre un 25 a 30% se espera que el locus no cumpla con la condición de equilibrio.

LOCALIDADES

Los valores de variabilidad para cada una de las localidades: heterocigosidad media por locus (estimado sesgado, estimado no sesgado y por conteo directo) y el polimorfismo (con criterio 95 %, 99 % y sin criterio) se entregan en la Tabla V. De ellas se concluye que existe poca variación entre las localidades en relación al valor considerado para todos los peces analizados, es decir, 250 jureles por temporada. De esta manera, Iquique presenta la menor heterocigosidad por conteo directo en el muestreo de invierno. A su vez Talcahuano presenta menor heterocigosidad media por locus considerando el estimado sesgado y no sesgado y también el menor polimorfismo de todas las localidades.

Por otra parte, Coquimbo y Puerto Montt presentan menor heterocigosidad por conteo directo en el muestreo de primavera. Finalmente cuando se considera el estimado sesgado y no sesgado para establecer la heterocigosidad, nuevamente Talcahuano presenta los menores valores y también el menor polimorfismo.

En la Tabla VI se indica la variabilidad genética de los 23 loci estudiados en todas las localidades. Se establece así que el número de alelos por locus es igual a 1,4 para 3 localidades: Iquique, Coquimbo y Puerto Montt en invierno; en Talcahuano y San Antonio es un poco menor 1,3 y se debe a que no aparece *G6Pd-1* con 3 alelos sino que sólo los alelos A y C con una expresión uniforme en todos los individuos analizados. Además no aparecen los loci polimórficos: *Aat-1*, *Adh-1* ni *Mdh-1* como en las otras localidades.

Talcahuano presenta el polimorfismo más bajo de todas las localidades analizadas, es el único que presenta sólo 6 loci polimórficos. Deficiencias de heterocigotos se observan en Iquique, Coquimbo y Puerto Montt, en cambio, San Antonio y Talcahuano presentan un mayor número de heterocigotos que lo esperado de acuerdo a Hardy-Weinberg. El número de alelos por locus disminuye a 1,3 en 4 localidades: Coquimbo, San Antonio, Talcahuano y Puerto Montt en primavera. Esto se debe a que desaparece el polimorfismo de *Adh-1* (visible en Coquimbo y San Antonio en invierno) y el de *Mdh-1* (visible en Puerto Montt en invierno). La única localidad que conserva el número de alelos (1,4) es Iquique, puesto que es la única en que el sistema *Got-1* es polimórfico con dos alelos en las dos épocas del año. Deficiencias de heterocigotos por locus se observan en todas las localidades pero esta deficiencia es menor en Talcahuano. Por otra parte se aprecia que hay varias localidades, en que algunos sistemas, claramente *Es-2*, presentan exceso de heterocigotos de acuerdo a lo esperado según Hardy-Weinberg. Esta situación fue visualizada anteriormente por otros autores al considerar el estudio poblacional de jureles del Pacífico Suroriental (Storozhuk *et al.*, 1994).

TABLA VI. Variabilidad genética de los 23 loci en todas las localidades, por época del año.

EPOCA: INVIERNO			
LOCALIDAD	TAMAÑO DE LA MUESTRA POR LOCUS	NUMERO PROMEDIO DE ALELOS POR LOCUS	LOCI POLIMORFICOS (*)
IQUIQUE	48,4	1,4	30,4
COQUIMBO	47,2	1,4	30,4
SAN ANTONIO	47,6	1,3	30,4
TALCAHUANO	48,5	1,3	30,4
PUERTO MONTT	46,7	1,4	30,4

EPOCA: PRIMAVERA			
LOCALIDAD	TAMAÑO DE LA MUESTRA POR LOCUS	NUMERO PROMEDIO DE ALELOS POR LOCUS	LOCI POLIMORFICOS (*)
IQUIQUE	49,9	1,4	30,4
COQUMBO	49,9	1,3	26,1
SAN ANTONIO	49,5	1,3	26,1
TALCAHUANO	49,3	1,3	26,1
PUERTO MONTT	48,2	1,3	26,1

(*) Un locus es polimórfico si existe más de un alelo en la población.

Respecto a los análisis de contingencia realizados por localidad y por locus para los diversos alelos en invierno y primavera, revelan que algunos sistemas presentan diferencias altamente significativas entre las localidades comparadas (*Acp-1*, *Me-1*, *Pgd-1*, *Es-2*, *G6Pd-1* e *Idh-1*) otros en cambio (*Adh-1*, *Mdh-1*, *Aat-1*) no son diferentes entre localidades. En cuanto a la heterocigosidad por locus y por localidad en ambas temporadas, los resultados en la Tabla VI indican que el número de alelos por locus, loci polimórficos y heterocigosidad observada y esperada no son significativamente variables entre localidades.

De acuerdo al dendrograma que aparece en la Fig. 2, las distintas localidades en las dos épocas del año (invierno y primavera) se ajustan al modelo de población no subdividida, ya que de acuerdo a Ayala y Kiger (1984), se considera que con un índice de similitud mayor a 0,97 no es posible definir subpoblaciones. Para el muestreo de invierno, Iquique y Coquimbo son entre sí más similares que San Antonio y Talcahuano, que a su vez son muy parecidos entre sí, respecto a Puerto Montt que muestra un grado de similitud menor a los otros grupos. Para el muestreo de primavera el ordenamiento es distinto: Iquique y San Antonio presenta mayor similitud que Talcahuano y Puerto Montt, los que a su vez son muy parecidos entre sí respecto a Coquimbo que muestra un grado de similitud menor en relación a los otros grupos.

El cálculo del índice de fijación de Wright (F_{st}) permite establecer el flujo génico entre diferentes subunidades poblacionales. En la Tabla VII se muestran los valores de los estadísticos de Wright, sólo el valor de *Pgd-1* no es concordante con los otros, lo que se debe a fuertes fluctuaciones de las frecuencias entre las localidades de invierno a primavera.

TABLA VII. Variabilidad local y estacional de la frecuencia del alelo a de la *Gpg-1*.

LOCALIDAD	INVIERNO	PRIMAVERA
IQUIQUE	0,333	0,940
COQUIMBO	0,193	0,700
SAN ANTONIO	0,250	0,920
TALCAHUANO	0,010	0,031
PUERTO MONTT	0.313	0.144

En la Tabla VII se observa que existe un predominio del alelo b sobre el alelo a en todas las localidades en invierno y en las localidades del sur (Talcahuano y Puerto Montt) en la época de primavera. Esto indicaría el acercamiento a la costa en la zona norte de un grupo distinto al de invierno probablemente desde la zona oceánica que llegaría a alimentarse a la costa (Cornejo, 1991).

De acuerdo a esto, al considerar cada uno de los muestreos en forma individual, se obtiene un F_{st} de 0,128 (Tabla VIII). Al comparar este valor con el que se obtiene al hacer agrupamiento primero por localidad y segundo por estación del año, se obtienen respectivamente 0,052 y 0,04, valores que son inferiores al anterior. Al realizar el cálculo del flujo genético (*Nm*) de acuerdo a Wright, usando la siguiente relación aritmética:

$$Nm = (1-F_{st})/4F_{st}$$

se obtienen valores de Nm mayores que 1, así para las localidades el valor es de 6, y para la estacionalidad de 5,6, lo que indica que existe flujo abierto. Sólo cuando este cálculo se hace considerando el valor para las muestras en forma independiente, éste se acerca a 1, pero de todas maneras es mayor (es decir de 1,7), esto es por el número de individuos que se considera en cada uno de los análisis. Estos índices están indicando, sin lugar a dudas, la existencia de un solo grupo poblacional.

Tabla VIII. Resumen de estadísticos F de Wright para los loci, considerando muestreo simultáneo por localidad, en cada estación del año.

LOCUS	$F(_{IS})$	$F(_{IT})$	$F(_{ST})$
Acp-1	0,121	0,146	0,028
Adh-1	0,017	-0,003	0,014
Me-1	0,361	0,43	0,108
Pgd-1	0,017	0,570	0,482
Idh-1	-0,004	0,015	0,019
Mdh-1	1,000	1,000	0,018
Es-1	-0,317	-0,210	0,082
Aat-1	0,453	0,494	0,076
G6Pg-1	-0,204	0,086	0,098
TOTAL	0,020	0,139	0,128

Es evidente que el valor de F_{st} decrece al aumentar el tamaño del muestreo con fines de análisis. Cuando se considera la estacionalidad, la muestra es de 250 individuos; de 100 individuos cuando se analiza por localidad y de 500 individuos cuando estas variables se consideran en

conjunto (análisis temporal). Por lo tanto a pesar que la separación de las estaciones en el año ocurren a un coeficiente de similitud de 0,97 (Fig.1) lo que estaría indicando la posible existencia de subgrupos poblacionales, lo que está ocurriendo en realidad son fluctuaciones genéticas que aún no definen grupos separados entre estaciones del año. Smoleski *et al.* (1994), sobre la base del análisis de ADN mitocondrial, encontraron que en *Trachurus declivis* se producían fluctuaciones semejantes en el tiempo en Tasmania, ellos concluyen que podría ser una evidencia limitada sobre posible aislamiento reproductivo entre estos grupos. Borges *et al.* (1993) sin embargo no encontraron diferencias entre posibles subgrupos en el Noreste Atlántico en *Trachurus trachurus* L., aun cuando encontraron variabilidad notable usando las transferrinas como marcadores.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado con financiamiento del Proyecto FIP 94-19 y de la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción 94.31.55-1. También agradecemos a los revisores del trabajo por sus sugerencias al mismo.

BIBLIOGRAFIA

ARANCIBIA, H.; CUBILLOS, L.; ARCOS, D.; GRECHINA, A. & VILUGRON, L. 1995. The fishery of the horse mackerel (*Trachurus symmetricus murphyi*) in the South Pacific Ocean, with emphasis on the fishery unit off Central Southern Chile. Scientia Marina, Barcelona 59(3-4): 589-596.

AYALA, F.J. & J.A. KIGER, JR. 1984. Genética moderna. Ed. Omega S.A. Barcelona. Trad. E. Bautista & E. Pachón. 836 pp.

BISOL, P.M.; ALAY, F.; GAVILAN, J.F. & CABELLO, J. 1994. Influencia del ambiente sobre la estructura genética de dos poblaciones de *Chilina dombeyana* (Bruguière, 1789) (Mollusca, Gastropoda) del río Biobío. Bol. Soc. Biol. Concepción. 65: 181-185.

BORGES, M.F.; TURNER, R.J. & CASEY, J. 1993. Plasma transferrin polymorphisms in scad (*Trachurus trachurus* L.) populations from the north east Atlantic. Ices J. Mar. Sci. 50(3): 299-301.

CORNEJO, M. H. 1991. Causas posibles de las agregaciones de jurel (*Trachurus murphyi* Nichols): disponibilidad de alimento. Tesis. Magister en Ciencias con Mención Oceanografía. Universidad de Concepción. 108 pp.

FAO. 1981. Atlas de los recursos vivos. Colección: Pesca. FAO, Ed. Roma, Italia. 23 pp.

FAO. 1984. FISHERIES REPORT 291. VOL I. J. Csirke & G.D. Sharp, Eds. San José, Costa Rica. 18-29 abril, 1983. 100 pp.

FISHER, R.A. 1930. The genetical theory of Natural Selection. Oxford: Cleveland Press.

GEORGE-NASCIMENTO, M. & ARANCIBIA, H. 1992. Parásitos y morfometría del jurel en Chile. Revista Chilena de Historia Natural 65(4): 453-470.

GORMAN, G.C. & RENZI, J. 1979. Genetic distance and herozygosity estimates in electrophoretic studies: effect of sample size. Copeia (2): 242-249.

GRECHINA, A.S. 1992. Historia de investigaciones y aspectos básicos de la ecología del jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) en alta mar del Pacífico Sur. H. Arancibia y L. Cubillos (Eds.). Doc. Tec. Inst. Invest. Pesq. (IIP), Talcahuano. 1 (2), 47 pp. + 21 figs.

HARRIS, H. & HOPKINSON, D.A. 1976. Handbook of enzyme electrophoresis in human genetics. North Holland Publishing Co. N.Y. 512 pp.

JUNQUERA, S.; PORTEIRO, C.; MOGUEDET, P. 1988. Contribution to the interpretation of the ring distribution pattern of the horse mackerel (*Trachurus trachurus*) otholiths. International Council For The Exploration Of The Sea. Copenhagen (Denmark). Pelagic Fish Comm. ICES Council Meeting. 13 pp.

KALCHUGIN, P.V. 1991. The population structure of Peruvian jack mackerel. Mar. Biol. (Rus) (2): 47-55. Abstract.

KONCHINA, YU.V. 1987. The structure of the Peruvian upwelling trophic system. Comprehensive fisheries studies carried out by Vniro in the World Ocean (Rus.) pp. 184-206. Abstract.

KUTKUHN, J.H. 1981. Stock definition as a necessary basis for cooperative management of Great Lakes fish resources. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38(12): 1476-1478.

NEI, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. Genetics 89: 583-590.

NEI, M. 1987. Molecular evolutionary genetics. Columbia University Press. 512 pp.

NEVO, E.; BEILES, A. & BEN-SHLOMO, R. 1989. The evolutionary significance of genetic diversity: ecological, demographic and life history correlates. Institute of Evolution. University of Haifa. Mount Carmel. Haifa. Israel. 213 pp.

PARKER N.C.; GIORGI, A.E.; HEIDINGER, R.C.; JESER JR. D.B.; PRINCE, E.D. & WINANS, G.A. 1990. Fish marking techniques. American Fisheries Society Symposium 7. Bethesda Maryland. 879 pp.

PASTEUR N.; PASTEUR G.; BONHOMME F.; CATALAN J. & BRITTO, D. J. 1988. Practical isozymes genetics. Ed. Willis Horwood Ltd. 217 pp.

POWERS, D.A.; CHAPMAN, R.; CHEN, T.T.; DIMICHELE, L. & GONZALEZ VILLASEÑOR, I. 1988. A molecular approach to recruitment problems: genetics and physiology. *In*: B.J. ROTHSCHILD (ed.) Toward a theory on Biological Physical Interactions in the World Ocean. Kluwer Academic Publisher pp. 410-440.

RICHARDSON, B.J.; BAVERSTOCK, P.R. & ADAMS, M. 1986. Allozyme electrophoresis. A handbook for animal systematics and population studies. Academic Press. Australia. 409 pp.

ROHLF, F.J. 1990, NTSYS-PC. Version 1.60, Exeter Software, Setauket. N.Y. U.S.A.

RYMAN, N. & UTTER, F. 1986. Population genetics and fishery management. Ed. Washington Sea Program. 420 pp.

RYMAN, N. 1991. Conservation genetics considerations in fishery management. J. Fish Biol. 39: 211-224.

SELANDER, R.K.; SMITH, M.H., YANG, S.H.; JOHNSON, W.E. & GENTRY, J.B. 1971. IV. Biochemical polymorphism and systematics in the genus *Peromyscus*. I. Variation in the old- field mouse (*Peromyscus polionotus*). Studies in Genetics VI. Univ. Texas Publ. 7103: 49-90.

SERRA, R. 1991. Important life history aspects of the chilean horse mackerel *Trachurus symmetricus murphyi*. Investigaciones Pesqueras (CHILE) 36: 67-83.

SMOLESKI, A.J.; OVENDEN, J.R. & WHITE, R.W.G. 1994. Preliminary investigation of mitochondrial DNA variation in jack mackerel (*Trachurus declivis*, Carangidae) from South-Eastern Australian waters. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 45(4): 495-505.

SOKOLOV, V.A. 1987. Role of the upwellings in the ecosystems of the World Oceans. Biological Resources of the High Sea (Rus.) pp. 81-93.

SPANAKIS, E.; TSIMENIDES, N. & ZOUROS, E. 1989. Genetic differences between populations of sardine, *Sardina pilchardus*, and anchovy, *Engraulis encrasicolus*, in the Aegean and Ionian Seas. J. Fish Biol. 35: 417-437.

STOROZHUK, A.Y.; TRUVELLER, K.A.; BATURIN, A.L.; GULEVA, I.B. & NEFEDOV, G.N. 1994. Estructura poblacional del jurel peruano. *In*: Biología y pesca comercial del jurel en el Pacífico Sur. D. ARCOS & A.S. GRECHINA, eds., Trad. A. CEA & S. CUELLAR. Ed. A. Pinto S.A. Concepción (Chile) pp. 131-139.

SWOFFORD, D.L. & SELANDER, R.B. 1989. BIOSYS-1. A computer program for the analysis of allelic variation in population genetics and biochemical systematics. Release 1.7. 43 pp.

TYLER, A. 1988. Biological bases for management of grounfish resources of the West Coast of Canada. Fish. Sci. and Management. W.S. Wooster (ed.). Springer Verlag. 28: 216-234.

WRIGHT, S. 1931. Evolution in Mendelian Population. Genetics 16: 97-159.

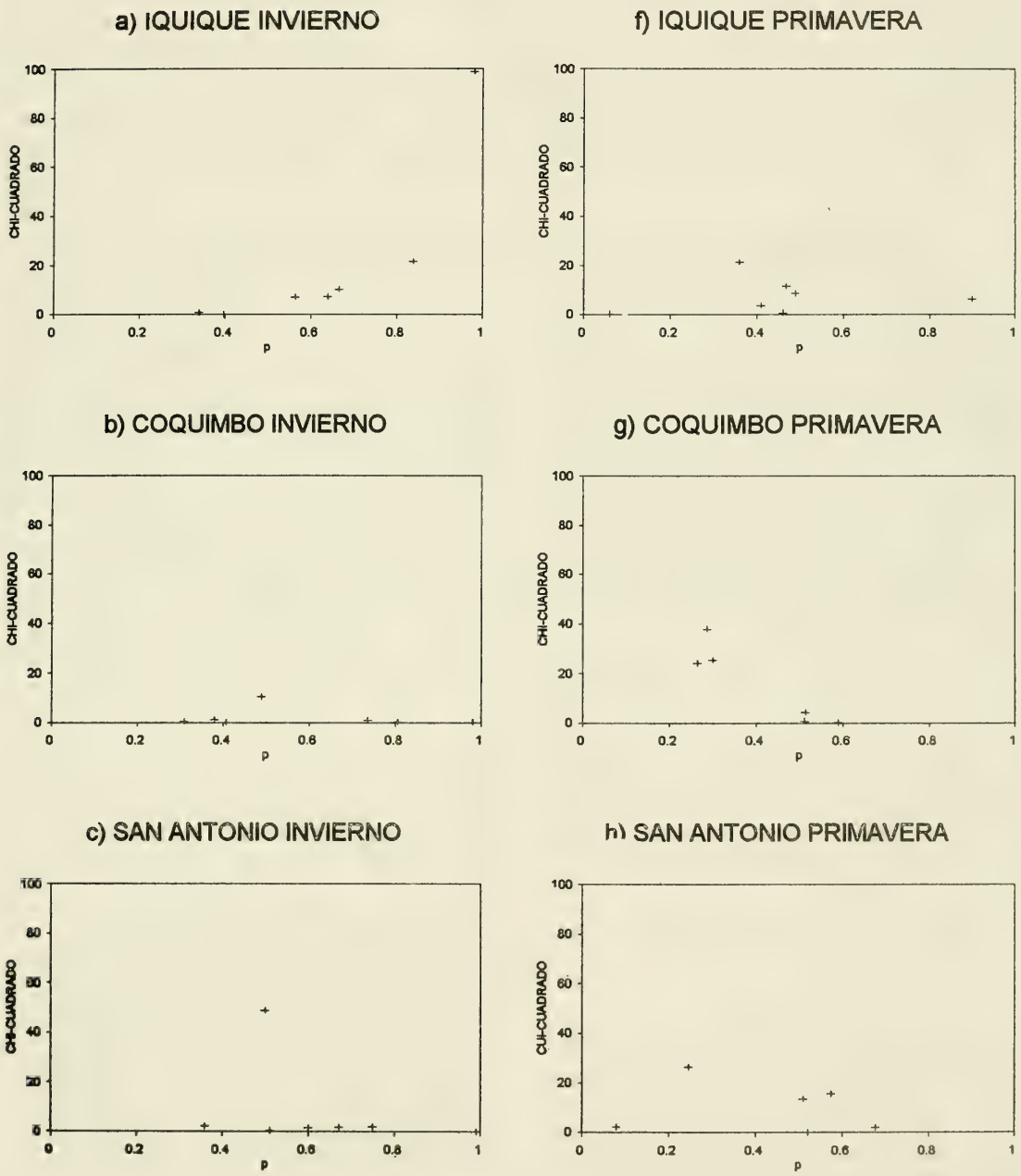


FIGURA 1. Relación entre Chi cuadrado y p (frecuencia alélica de loci polimórficos).

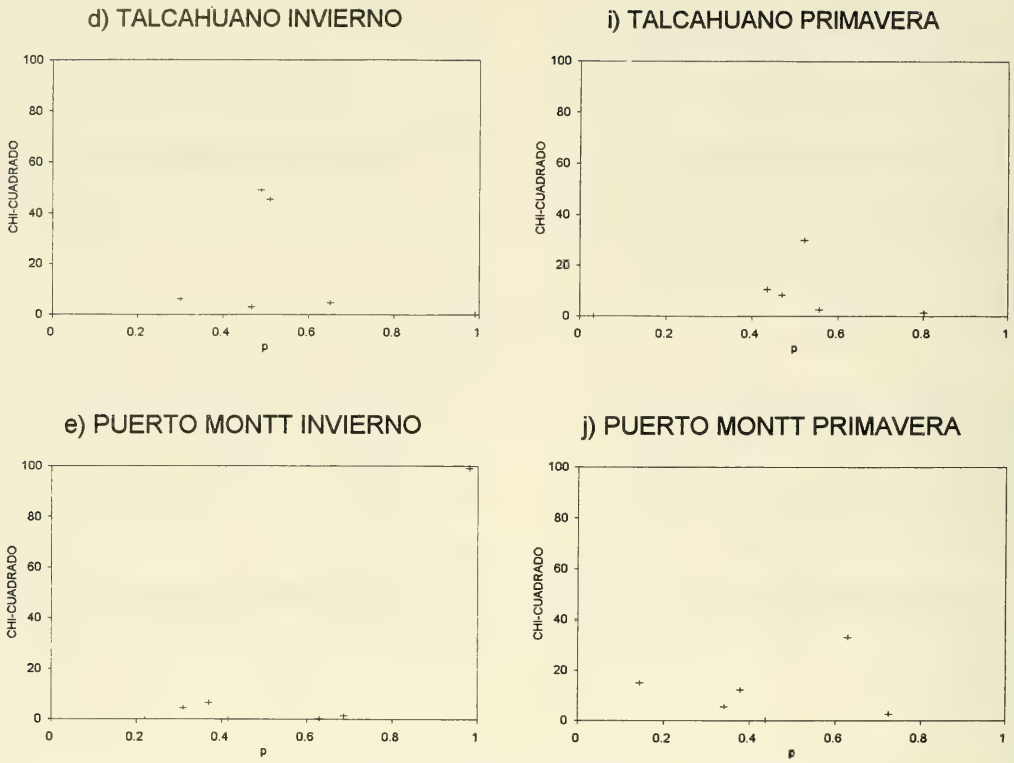
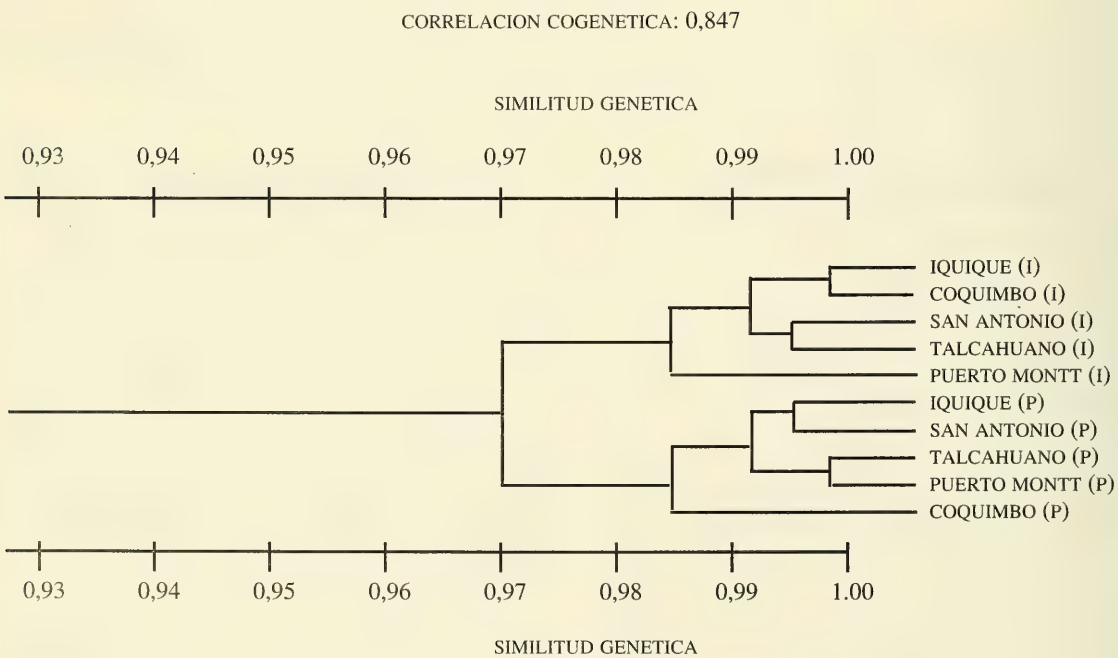


FIGURA 1 (Cont.). Relación entre Chi cuadrado y p (frecuencia alélica de loci polimórficos).



(I): Muestra de invierno
(P): Muestra de Primavera

FIGURA 2. Dendrograma resultante del estudio de las variantes usando distancia no sesgada de Nei y UPGMA como ligamiento.

Gayana Oceanol. 4(2): 195-211, 1996 ISSN 0716-9655

EL MACROBENTOS DEL SUBLITORAL DE BAHIA DE SAN VICENTE, CHILE: DOMINANCIA ECOLOGICA Y DIVERSIDAD ESPECIFICA EN UN GRADIENTE DE ENRIQUECIMIENTO ORGANICO

THE SUBLITORAL MACROBENTHOS OF SAN VICENTE BAY, CHILE: ECOLOGICAL DOMINANCE AND SPECIES DIVERSITY ALONG AN ORGANIC ENRICHED GRADIENT

Franklin D. Carrasco[1], Wilmer Carbajal[1,2] & Maritza Palma[1]

RESUMEN

Se analiza el macrobentos de la Bahía de San Vicente, Chile, siguiendo una transecta de 6,5 km de longitud, que considera 8 estaciones, la que reflejaría un gradiente de enriquecimiento orgánico. Esta fue visitada en 3 oportunidades: octubre de 1991, y enero y octubre de 1992. Los sedimentos se recolectaron con una draga Smith-McIntyre de 0,1 m^2 y la biota extraída fue llevada al laboratorio y cernida a través de un cedazo geológico de 0,5 mm de trama. La estructura ecológica de la macroinfauna fue analizada a través del i) número de especies recolectadas por estación y por crucero, y sus respectivas abundancias numéricas; ii) curvas especies-abundancia-biomasa (curvas SAB de Pearson & Rosenberg); iii) diversidad específica, según los enfoques de Shannon, Hurlbert-Sanders, y modelo neutro de Caswell; iv) curvas de dominancia, del tipo k-dominancia combinadas de los números y biomasa (ABC) según Warwick. El objetivo principal fue detectar eventuales cambios por perturbación en la macroinfauna, como también evaluar si sus respuestas avalan la presencia y reflejan el gradiente ambiental que se postula. Asimismo, poner a prueba la hipótesis de McArthur (1969) respecto a la relación entre dominancia y riqueza de especies, como también aspectos del modelo de Pearson & Rosenberg. Se identificaron 64 especies, principalmente de anélidos poliquetos en las estaciones analizadas, las que fluctuaron en número en los cruceros entre 0 y 36 especies.0,3 m^{-2}. En todos los cruceros se observa una tendencia hacia un mismo patrón de curvas SAB, el cual aparece bastante consistente con el modelo de Pearson & Rosenberg. Sin considerar laS situaciones de franca defaunación de los sedimentos, la diversidad específica según Shannon (H') fluctuó por estación entre valores muy bajos cercanos a cero (0,15) y 2,66, disponiéndose sobre amplios límites de confianza. Las uniformidades (J') variaron entre 0,05 y 0,84. Los valores V de Ewens-Caswell fueron mayoritariamente negativos y fluctuaron por estación entre +1,35 y -3,30. Presentan altas dominancias numéricas en el centro de la bahía, los pequeños poliqueto *Syllis* sp. y *Protodorvillea* sp., como los también poliquetos *Spiophanes bombyx* y *Rhynchospio glutaea* y el bivalvo *Mysella mabillei*. En sus límites externos más profundos dominan los poliquetos *Paraprionospio pinnata* y *Mediomastus branchiferus* y el anfípodo *Ampelisca araucana*. Estas altas dominancias numéricas se reflejan en el tipo de curvas ABC obtenidas, donde son comunes las altas pendientes. Los posibles patrones de curvas presentes se discuten a la luz de laS sugerencias hechas por Warwick (1986) respecto a la detección de ambientes perturbados. Por último, las altas dominancias numéricas y colecciones con reducidos números de especies aquí detectadas serían consistentes con las ideas de MacArthur (1969).

PALABRAS CLAVES: Macroinfauna bentónica, enriquecimiento orgánico, diversidad, dominancia, perturbación, contaminación, Bahía San Vicente, Chile.

ABSTRACT

The macrobenthos of the San Vicente Bay, Chile, following a transect of 6,5 km of length, that considers 8 stations, the one which would reflect an organic enrichment gradient was analyzed. The stations were sampled in 3 opportunities: October 1991, January and October 1992. The sediments were collected with a 0.1 m^2 Smith-McIntyre grab and the extracted biota, it was carried to the laboratory and sieved through a 0,5 mm mesh geological sieve. The ecological structure of the macroinfauna was analyzed through i) number of species collected per station and per cruise, and their respective numerical abundances; ii) species- abundance biomass (SAB) diagrams of Pearson & Rosenberg; iii)

[1]Depto. Oceanografía, Universidad de Concepción. Casilla 2407, Concepción, Chile.
[2]Depto. Pesquería y Zoología, Universidad Nacional "Pedro Ruiz Gallo", Apartado Postal 637, Lambayeque, Perú.

species diversity, according to the approaches of Shannon, Hurlbert-Sanders, and neutral model of Caswell; and iv) dominance curves, of the k-dominance type which combined the numbers and biomass (ABC curves) according to Warwick. The main objective was detected changes by disturbance in the macroinfauna, as also to evaluate if their answers endorse the presence and reflect the environmental gradient that is postulated. Also, to test the hypothesis of MacArthur (1969) about the relationship among ecological dominance and species richness, as also aspects of the Pearson & Rosenberg model. A number of 64 species were identified, mainly annelid polychaetes. Species fluctuated in number in the cruises among 0 and 36 especies·0.3 m^{-2}. In all the cruises is observed a trend toward a same SAB diagrams pattern, the one which appears quite consistent with the model of Pearson & Rosenberg. Regardless of the defaunated conditions of the sediments, the species diversity according to Shannon (H') fluctuated by station among very low values nearby zero (0.15) and 2.66, with wide confidence limits. The evenness (J') varied among 0.05 and 0.84. The Ewens-Caswell V values were largely negative and fluctuated per station among +1.35 and -3.30. In the middle of the bay present high numerical dominances, the small annelid polychaetes *Syllis* sp. and *Protodorvillea* sp., as the also polychaetes *Spiophanes bombyx* and *Rhynchospio glutaea* and the bivalve *Mysella mabillei*. In its deeper external limits dominate the polychaetes *Paraprionospio pinnata* and *Mediomastus branchiferus* and the crustacean anphipod *Ampelisca araucana*. These high numerical dominances are reflected in the type of ABC curves obtained, where they are common the high slopes. The possible curve patterns are discussed to the light of the suggestions made by Warwick (1986) with respect to the disturbed environments detection. Finally, the high numerical dominances and collections with reduced numbers of species here detected would be consistent with the ideas of MacArthur (1969).

KEYWORDS: Macrobenthic infauna, organic enrichment, species diversity, ecological dominance, stress, pollution, San Vicente Bay, Chile.

INTRODUCCION

El contaminante más universal que afecta a las aguas marinas, y consecuentemente a las comunidades que viven asociadas al fondo del mar, es el exceso de materia orgánica (Pearson and Rosenberg, 1978). Cuando las aguas servidas y otros desechos y subproductos de la actividad humana son introducidos en cuerpos de agua relativamente confinados, inducen los bien conocidos síntomas de la eutroficación. Esto se traduce, en general, en un aumento de la biomasa bentónica pero también en una carencia total de oxígeno y en la presencia de sulfuro de hidrógeno en el sedimento, y en muchos casos un desaparecimiento total (o al menos parcial) de la biota (Sandberg, 1994; Heip, 1995).

Se ha sostenido, por otro lado, que gradientes de disponibilidad de recursos, aunque modificados por interacciones con otros factores ambientales, pueden ser la causa fundamental de todas las distribuciones faunísticas marinas (Valentine, 1971). Un objetivo mayor de los ecólogos ha sido describir los patrones espaciales y temporales que se verifican en la naturaleza y realizar estudios que posibiliten identificar los factores y procesos que los influencian (Hutchinson, 1957; May, 1984). Los patrones generalmente se definen comparando las características de las poblaciones y comunidades con el condicionamiento ambiental o bien a lo largo de gradientes ambientales.

La Bahía de San Vicente (36° 44' S; 73° 09' W) forma parte de un sistema de cuatro bahías ubicadas en la costa central-sur de Chile. Alrededor de ésta se desarrolla, principalmente, una gran actividad industrial, pesquera, siderúrgica y petroquímica, que aporta una variedad de cargas orgánicas y contaminantes sin tratamiento previo a las aguas y sedimentos de la bahía.

La macroinfauna bentónica de fondos blandos de la región central de Chile ha sido estudiada por Gallardo (1968), Gallardo *et al.* (1972), Carrasco & Gallardo (1983), Oyarzún *et al.* (1988), Carrasco *et al.* (1988) y Carrasco & Gallardo (1989). Gallardo (1968), por ejemplo, señala que existe una capa mínima de oxígeno subsuperficial, con valores menores de 1 ml $O_2 \cdot l^{-1}$ en las profundidades someras, como consecuencia del gran consumo de oxígeno provocado por la alta productividad de la zona durante la estación primaveral y estival que favorece la formación de H_2S (Gallardo *et al.*, 1972). Carrasco *et al.* (1988) y Ahumada *et al.* (1989) han clasificado los sedimentos de la bahía, de acuerdo al tamaño de las partículas, en i) fondos fangosos (contenido de limo-arcilla del sedimento > 90%) en el área más interior, ii) fondos con arenas muy finas en la periferia, y iii) fondos con arenas gruesas en el centro de la bahía.

El objetivo principal de esta contribución fue detectar eventuales cambios por perturbación en la macroinfauna, como también evaluar si sus respuestas avalan la presencia y reflejan el gra-

diente ambiental que se postula. Asimismo poner a prueba la hipótesis de MacArthur (1969) respecto a la relación entre dominancia y la riqueza de especies, como también aspectos del modelo de Pearson & Rosenberg (1978).

MATERIALES Y METODOS

En octubre de 1991, enero de 1992 y octubre de 1992 se realizaron tres campañas bentónicas, las que consideraron 8 estaciones dispuestas a lo largo de un transecto de 6,5 km de extensión (Figura 1). La orientación del transecto fue seleccionada sobre la base de las condiciones hidrográficas e hidrodinámicas del área, que involucra principalmente una dispersión de los desechos orgánicos hacia el noroeste (Ahumada *et al.*, 1989). Las estaciones fueron situadas en el terreno, con auxilio de radar, ecosonda, y geoposicionador satelital.

Se recolectaron 3 réplicas de sedimento en cada una de las estaciones, utilizándose para ello una draga del tipo Smith-McIntyre de 0,1 m^2. Las muestras fueron lavadas y tamizadas a bordo de la embarcación L/C Kay Kay (Universidad de Concepción) sobre un cedazo geológico de 0,5 mm de abertura de mallas y el material retenido fue preservado en frascos plásticos que contenían una solución de formalina-agua de mar al 10 % tamponada con bórax.

Paralelamente a lo anterior, se recolectaron muestras de sedimento para análisis granulométrico y contenido de materia orgánica, para un posterior procesamiento. También se determinó en una oportunidad, y en las estaciones E2 y E6, la diferencia de potencial redox, utilizándose un instrumento ORION modelo 720A. Para ello se tomaron muestras de sedimento con un sacatestigos especialmente adecuado y operado con auxilio de SCUBA.

Las muestras en el laboratorio, fueron teñidas con una solución saturada de Rosa de Bengala para facilitar el "sorting" de los organismos, especialmente de los más pequeños. A continuación se lavaron las muestras para luego separar los individuos e identificarlos bajo estereomicroscopios. La abundancia se registró mediante el contaje de los individuos de cada especie por réplica y luego por estación; mientras que la biomasa por especie fue medida como el peso húmedo (g) después de eliminar la humedad con papel absorbente o de filtro. Los moluscos y equinodermos fueron pesados incluyendo sus estructuras calcificadas, mientras que a los organismos tubícolas se les pesó sin sus tubos (Weston, 1990; Josefson, 1990).

La estructura comunitaria del macrobentos fue analizada en términos del número de especies, abundancia numérica, biomasa, diversidad específica y dominancia. Todos estos valores fueron calculados en forma agrupada ("pooled") por estación y para cada crucero. Se trazó para cada crucero curvas de especies-abundancia-biomasa (curvas SAB, "species, abundance and biomass") según lo indican Pearson & Rosenberg (1978).

Con los datos del número de especies y abundancia se procedió a calcular la diversidad específica, la cual integra el número de especies y el número de individuos por especie dentro de un índice simple, es decir, la riqueza de especies por muestra y el componente de heterogeneidad, respectivamente. Para ello se utilizó la medida de información de Shannon-Wiener (Pielou, 1966):

$$H' = - \sum p_i \log_e p_i$$

donde $p_i = n_i/N$, N es el número total de individuos recolectados y n_i es el número de individuos de la especie i-ésima. Al índice de Shannon-Wiener (H') se le aplicó la técnica analítica del acuchillamiento de datos ("jack-knifing") para obtener sesgo y varianza (Sokal & Rohlf, 1981). Al respecto y con una prueba t de Student simple se realizó la docimación de la hipótesis acerca de las eventuales diferencias de H' entre estaciones.

El otro componente de H', la uniformidad o equidad (J') (Pielou, 1966) fue estimado como:

$$J' = H' / \ln S$$

donde S = número total de especies de la muestra. La dominancia se estimó como el complemento de J', i.e., (1 - J'). La dominancia también fue estimada mediante el índice de concentración de la dominancia de Simpson (Legendre and Legendre, 1983):

$$C = \sum \frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)}$$

Asimismo se estimó el número esperado de especies (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971):

$$E(S) = \sum \left(1 - \frac{\binom{N - n_i}{m}}{\binom{N}{m}} \right)$$

donde N = número total de individuos en la muestra completa; n_i = número de individuos de la i-ésima especie; m = tamaño de una muestra determinada al azar. Se trazaron, además, curvas de "rarefaction" de Sanders (1968) modificadas por Hurlbert (1971), las que han sido ampliamente utilizadas en estudios ecológicos marinos, y de manera especial cuando se compara diversidad de especies en muestras de tamaños diferentes (Rygg, 1985).

Para analizar la diversidad específica desde otra perspectiva, se calculó el estadístico V, para la desviación desde la neutralidad, utilizando para ello el modelo neutro de Ewens/Caswell optimizado y programado por Goldman and Lambshead (1989).

La diversidad ß se calculó haciendo uso de la relación más clásica de Whittaker (1960): $ß_w = S / \alpha - 1$.

Se trazaron asimismo curvas ABC ("abundance biomass comparison plots") (Warwick, 1986), las cuales son curvas de k-dominancia para la abundancia numérica y la biomasa. Estas, conjuntamente, disponen a las especies en orden de importancia sobre el eje X, en escala logarítmica, y con el porcentaje de dominancia en el eje Y en escala aritmética acumulativa.

RESULTADOS

En la Tabla I se presentan los valores de atributos granulométricos del sedimento, como también de profundidad y distancia al puerto pesquero de San Vicente de las 8 estaciones consideradas en este estudio. Destaca la marcada presencia de arenas gruesas en las estaciones más centrales (E3-E7), se encuentra arena fina y limo grueso en las dos localidades (E1 y E2) vecinas al puerto pesquero y limo en la estación (E8) más exterior. El grado de selección indica la presencia de un sedimento probremente seleccionado, y de un ambiente de baja energía, en las estaciones interiores E1 y E2, como también en la estación (E8) localizada prácticamente en la plataforma continental. El resto de las estaciones (las centrales) exhiben sedimentos moderadamente bien seleccionados, más típicos de ambientes de una mayor energía. El contenido de materia orgánica de los sedimentos alcanza valores muy notables en las estaciones E1 y E2, como también en la exterior estación E8, aunque el origen de ella en ambas localidades es obviamente diferente.

La Tabla II exhibe valores del potencial de óxido-reducción de los sedimentos, para dos estaciones (E2 y E6) de la Bahía de San Vicente. Llama la atención los muy bajos valores negativos, lo que sugiere una muy fuerte reducción de los sedimentos para la localidad donde está situada la estación E2, i.e. el área del puerto pesquero de San Vicente. En cambio los valores positivos para la estación E6, aunque no muy altos, sugieren que se trata de sedimentos mucho mejor oxigenados.

Desde el punto de vista de la biota se identificaron 64 especies, principalmente de anélidos poliquetos en las estaciones analizadas, las que fluctuaron en número entre 0 y 36 especies.0,3 m^{-2} (Tablas III-V). Las situaciones de defaunación observada corresponden a las estaciones E1 y E2, localidades vecinas al puerto pesquero de San Vicente. Las estaciones (E7 y E8) más asociadas a la plataforma continental, tienden a presentar frecuentemente un mayor número de especies.

En la Figura 2 se presentan curvas SAB, de Pearson-Rosenberg, para los datos de abundancia numérica, biomasa y número de especies provenientes de los tres cruceros analizados. En todos los cruceros se observa una tendencia hacia un mismo patrón de curvas, el cual aparece bastante consistente con el modelo de Pearson & Rosenberg (1978). Esto último es bastante claro en el caso de las curvas de la abundancia y en el número de especies. En cuanto a las curvas de la biomasa, ellas aparecen aquí con el segundo máximo muy pronunciado lejos del predicho por el modelo.

Sin considerar las situaciones de franca defaunación de los sedimentos, la diversidad específica según Shannon (H') fluctuó por estación entre valores muy bajos cercanos a cero (0,15) y 2,66 (Tablas III-V) y disponiéndose sobre amplios límites de confianza. Los valores del estimado "jack-knife" del índice de Shannon no son significativamente diferentes (P > 0,05) entre las distintas estaciones de los cruceros de octubre 1991 y octubre 1992, salvo cuando se docimaron las diferencias de la estación E7 respecto al resto. En el crucero de enero de 1992 no se verificaron diferencias significativas entre las estaciones. Las uniformidades (J') variaron entre 0,05 y 0,84.

La Figura 3 presenta el número esperado de especies a través de curvas de "rarefaction" de Sanders-Hurlbert para las estaciones estudiadas. En general las estaciones más exteriores de la bahía (i.e., E6, E7 y E8) tienden a presentar curvas con una mayor pendiente, involucrando por lo tanto una mayor diversidad específica. El número esperado de especies es relativamente bajo a moderado, tanto que este valor raramente se eleva sobre las 25 especies.

Los valores V de Ewens-Caswell fluctuaron por estación entre +1,35 y -3,30 (Tablas III-V), aunque fueron mayoritariamente negativos señalando el exceso de dominancia que caracteriza la estructura comunitaria.

La diversidad ß calculada para el crucero de octubre de 1991 (Tabla III) indica que la estación E3 comparte menos especies que el resto de las localidades. En las estaciones E4, E5, E6 y E7 la diversidad ß alcanza magnitudes menores y comparables y la estación E8 es la que comparte el mayor número de especies. En enero de 1992 (Tabla IV), la estación E5 es la que comparte el menor número de especies y la diversidad ß alcanza su máximo, y el valor en la estación E7 indica que es la que comparte el mayor número de especies. En octubre de 1992 (Tabla V), la estación E2 presenta el mayor valor de la diversidad ß (comparte el menor número de especies) y las estaciones E7 y E8 los mayores valores. Las estaciones centrales presentan magnitudes intermedias bastante comparables. Al analizar la diversidad ß en cada uno de los tres cruceros (octubre 1991 = 2,217; enero 1992 = 1,881; octubre 1992 = 2,555), se observa que ella está en un rango comparable, siendo levemente superior en el crucero de octubre de 1992.

Al observar la contribución de las especies numéricamente dominantes recolectadas en este estudio (ver Tabla VI), queda de manifiesto el rol dominante en el centro de la bahía del pequeño poliqueto *Syllis* sp., como los también poliquetos *Protodorvillea* sp., *Spiophanes bombyx* y *Rhynchospio glutaea* y del bivalvo *Mysella mabillei*. Por otro lado, en los límites externos más profundos de la bahía dominan los poliquetos *Paraprionospio pinnata* y *Mediomastus branchiferus* y el anfípodo *Ampelisca araucana*, formas ya más afines a las comunidades que habitan la plataforma continental (Carrasco *et al.*, 1988).

En la Figura 4 se presentan curvas de k-dominancia combinadas para la abundancia numérica y biomasa del tipo ABC, sensu Warwick (1986) para el crucero bentónico de octubre 1991. En ella se observa que en la estación E3, la curva de la abundancia numérica yace sobre la de la biomasa, indicando y siguiendo a Warwick (1986), condiciones de fuerte perturbación. La estación E4 presenta condiciones de una moderada perturbación, puesto que las curvas de los números y de la biomasa tienden a coincidir. Las gráficas de las estaciones E5 y E6 presentarían una situación de transición entre fuerte a moderada contaminación. La estación E7, por su gráfica, sería una localidad no perturbada y la estación E8 soportaría una moderada perturbación.

En enero de 1992 (Figura 5) se observa el mismo patrón de octubre de 1991, con la excepción de que la estación E6 presentaría una situación de fuerte perturbación. Durante octubre de 1992 el eventual gradiente de enriquecimiento orgánico que aquí se postula se muestra claramente definido en las gráficas ABC (Figura 6), a partir de la estación E3 hasta la estación E8. La situación expuesta en la curva ABC de la semidefaunada estación E2 es atípica, puesto que se trazó con solamente 8 especies.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

El número total de especies que se recolectó en la Bahía de San Vicente fue de 64 especies, valor que por la intensidad del muestreo (69 muestras de 0,1 m^2) se considera solamente moderado. Entre ellas destacan en el centro de la bahía anélidos poliquetos muy diminutos como *Syllis* sp. y *Protodorvillea* sp., y los también bas-

tante pequeños *Spiophanes bombyx* y *Rhynchospio glutaea* como también el molusco bivalvo *Mysella mabillei*. De ellos solamente *Protodorvillea* sp. y *S. bombyx* fueron registrados en 1979 (Carrasco *et al.*, 1988). Por lo tanto es posible que las otras dos especies sean colonizadores recientes. Por otro lado, tampoco ahora domina el poliqueto *Polydora socialis* como sí lo hacía en 1979, formas que prosperaban en el área vecina al puerto pesquero, localidades ahora fuertemente perturbadas y que prácticamente exhiben una defaunación permanente.

Otras formas importantes, por su contribución numérica, aquí encontradas son los poliquetos *Paraprionospio pinnata* y *Mediomastus branchiferus* y el crustáceo anfípodo *Ampelisca araucana*. Ellas están restringidas a las localidades más exteriores de la bahía, donde las condiciones ambientales son ya típicas de la plataforma continental. Estas especies, como se debiera esperar, se encontraban en abundantes números en 1979.

El número promedio de especies, descartando las estaciones más interiores y defaunadas (E1 y E2), tiene su mejor expresión en las estaciones más exteriores de la bahía (E7 y E8). En cambio en las estaciones centrales (E3, E4, E5 y E6) este valor no sigue ningún patrón evidente, como pudiera ser un aumento definido hacia afuera de la bahía, salvo el número total de especies (S) por estación en octubre de 1991. En este caso la riqueza de especies aumenta hacia afuera de la bahía. En todo caso no se aprecia ninguna estacionalidad con respecto a la riqueza y número de especies.

Al analizar las distintas medidas o valores calculados, para estimar la diversidad específica, se observa claramente que ellos implican magnitudes moderadas a bajas, reflejando situaciones de bajo número de especies, la frecuente dominancia numérica de una (o dos) especies solamente, sin olvidar las situaciones de defaunación, por lo demás bastante frecuentes, producto de hipoxias, etc. En este contexto, las situaciones de defaunación producto de la gran perturbación ecológica del área del puerto pesquero es muy notable: en los 3 cruceros no se recolectaron ejemplares en la estación E1 y solamente una vez en la estación E2.

Como se menciona anteriormente, las curvas SAB aquí trazadas son bastante consistentes en su geometría con el diagrama SAB generalizado de Pearson & Rosenberg (1978). Especialmente ello es así al observar las curvas de la abundancia numérica y de la riqueza de especies. Habría que ser cauto al analizar aquí el máximo de oportunistas. Debido a que no estaría conformado por especies justamente "oportunistas", si consideramos a éstos con las características y al menos en el sentido de, por ejemplo, los "estrategas de la r" tal como lo postulan Wilson & Bossert (1971: 110). Especialmente, en el caso de los eventuales predadores como *Syllis* sp. y *Protodorvillea* sp. Aunque es necesario reconocer que miembros de este último grupo de poliquetos (Dorvilleidae) han sido también detectados en otras bahías perturbadas, siendo de esa manera consignado por Pearson & Rosenberg (1978: 263). Aquí en San Vicente llama la atención la no detección en las muestras del poliqueto *Capitella capitata* u otra forma que pueda desempeñar el mismo rol ecológico.

Se señala que la diversidad ß es una medida de cuán diferentes (o similares) son una extensión de hábitat (o muestras) en términos de la variedad de especies encontradas en ellos (Magurran, 1988). Si se considera el eventual gradiente en estudio, se observa que la diversidad específica cambia, en general, de una manera no gradual pudiéndose discriminar tres zonas de diversidad, las cuales pueden reflejar las condiciones hidrográficas y topográficas de la bahía. Así por un lado las estaciones (E1, E2 y en parte E3) más cercanas al área del puerto pesquero de San Vicente, enseguida el grupo central de estaciones (E4, E5 y E6) y por último las estaciones (E7 y E8) más externas de la bahía.

Cuando se exploran las relaciones entre la diversidad específica de Shannon (H') y la uniformidad (J'), con los datos de los tres cruceros, se observa una alta y estadísticamente significativa correlación (r de Pearson = 0,971; n= 18; $F_{1,16}$= 267,2; P << 0,01), lo cual sugiere que la adición de especies raras a la comunidad tendría poco efecto en la diversidad mientras la cambiante dominancia tiene un efecto mayor. Esta situación es corroborada, al observar que la correlación entre H' y el logaritmo del número de especies (Ln S) es baja y no significativa (r = 0,323; n = 18, $F_{1,16}$= 1,86; P >> 0,05). Estas relaciones y el patrón que involucra son las típicas de las comunidades marinas del meiobentos y del

macrobentos sublitoral (Gray, 1981).

Respecto a la metodología sugerida por Warwick (1986), se puede señalar que recibió entonces y todavía una bastante marcada preferencia en la literatura. A pesar de ello, ha sido objeto de una serie de críticas (v.g. Beukema, 1988; Burd *et al.*, 1990; Anderlini & Wear, 1992), las cuales se han radicado en que en muchos casos el método no funciona, llegando a indicar situaciones de perturbación en ambientes donde ello a todas luces no ocurre. En este caso, algunas curvas de las estaciones más exteriores de la bahía. Beukema (1988) indica que las inconsistencias del método se verifican cuando se presenta una gran dominancia numérica ecológica de especies o formas de pequeño tamaño relativo y de vidas cortas como también de reclutas. En este contexto, Carrasco & Gallardo (1989) muestran una gráfica ABC de la plataforma continental frente a Bahía Concepción, la cual debiera ser catalogada como contaminada, situación obviamente muy alejada de la realidad e improbable.

Burd *et al.* (1990) se han referido al método, indicando que éste presenta dos limitantes: por un lado se asume que el conjunto faunístico analizado estaba inicialmente en una condición estable o de equilibrio, condición que raramente es efectiva o real en hábitat que son controlados ambientalmente. Al respecto es ampliamente conocida la variabilidad ambiental del ecosistema marino frente al norte y centro de Chile, donde ocurren frecuentes fenómenos de afloramientos costeros, fuertes hipoxias, incluso eventos mayores aperiódicos como el fenómeno El Niño. La otra limitante que mencionan los autores señalados, se refiere a que las estaciones moderadamente contaminadas, las cuales son a menudo muy interesantes, producen los resultados más ambiguos; siendo un problema común con la mayoría de los índices de contaminación.

Respecto a lo anterior, Anderlini & Wear (1992) sugieren que los análisis con curvas ABC deberían ser realizados repetidamente en el tiempo, de manera de suministrar una evaluación más exacta de la contaminación inducida y/o los disturbios físicos y biológicos naturales. Ello debido a que la realización de estos análisis en un corto período puede inducir a interpretaciones erróneas de las gráficas ABC, en especial en áreas muy dinámicas (como podría ser el caso del ecosistema del norte y centro de Chile).

Comparaciones de los patrones de abundancia de especies registradas en comunidades pobres en especies han llevado a la generalización que existen menos especies numéricamente abundantes en comunidades ricas en especies (McArthur, 1969). Este mismo autor (McArthur, 1965: 522) ha señalado que el número de especies dentro de un hábitat puede aumentar (a veces) con la productividad, con la complejidad estructural del hábitat, la carencia de estacionalidad en los recursos, con el grado de especialización y con un tamaño familiar reducido.

McArthur (1969) combina el efecto de tasas de predación aumentadas, en la reducción de la abundancia de especies presas comunes y en permitir mayores riquezas de especies en los hábitat marinos tropicales (Paine, 1966), con la tendencia hacia una mayor especialización en ambientes ricos en especies. Indica McArthur (1969: 19) como hipotésis general, que donde existen muchas especies, las abundancias tienden a ser más similares y las distribuciones geográficas más irregulares ("spotty").

Cuando se explora las relaciones entre el número de especies (S) y la dominancia (1-J'), se observa una baja correlación no significativa (r_s= -0,105; P >> 0,05), lo que se aparta claramente de lo sugerido por Birch (1981), en el sentido que la dominancia (numérica) ecológica aumenta al incrementarse el número de especies o hacerse más rica la comunidad. Cuando se aumenta el universo de datos con todos los registros disponibles para la región (Tabla VII), se observa una mayor y significativa correlación negativa (r_s= -0,239; n = 103; P < 0,05), la afirmación anterior es así adicionalmente corroborada y permite aquí validar entonces, al menos parcialmente, la hipótesis de McArthur (1969) en el sentido que la dominancia ecológica es mayor en conjuntos faunísticos más pobres en especies.

Por último, se puede señalar que el gradiente ambiental, por enriquecimiento orgánico, que aquí se postula, y de acuerdo a las consideraciones arriba expuestas, parecería evidente, aunque en el centro de la bahía tiende en parte a diluirse. Esto se refleja también en los valores de la materia orgánica total. Esta situación seguramente es producto del activo intercambio de aguas con la plataforma continental, puesto que topográficamente se trata de una bahía bastante somera y abierta al océano.

AGRADECIMIENTOS

Esta contribución fue posible gracias a las actividades realizadas en el contexto del proyecto FONDECYT 91-0324. W. Carbajal es becario "sur place" del Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) en la Universidad de Concepción. Se agradece la magnífica colaboración técnica del Sr. Luis Aburto, como también a la tripulación de la L/C Kay Kay por su profesionalismo en los cruceros realizados.

BIBLIOGRAFIA

AHUMADA, R., A. RUDOLPH, S. MADARIAGA & F. CARRASCO. 1989. Descripción de las condiciones oceanográficas de la Bahía San Vicente y antecedentes sobre los efectos de la contaminación. Biol. Pesq. 18: 37-52.

ANDERLINI, V.C. & R.G. WEAR. 1992. The effect of sewage and natural seasonal disturbances on benthic macrofaunal communities in Fitzroy Bay, Wellington, New Zealand. Mar. Pollut. Bull. 24: 21-26.

BEUKEMA, J.J. 1988. An evaluation of the ABC-method (abundance / biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Mar. Biol. 99: 425-433.

BIRCH, D.W. 1981. Dominance in marine ecosystems. Amer. Nat. 118: 262-274.

BURD, B.J., A. NEMEC & R.O. BRINKHURST. 1990. The development and application of analytical methods in benthic marine infaunal studies. Adv. Mar. Biol. 26: 169-247.

CARRASCO, F.D. 1996. La macroinfauna bentónica de la Bahía Concepción, Chile: Alta dominancia ecológica en el sublitoral somero frente a Lirquén. Gayana (Oceanol.) 4: 1-12.

CARRASCO, F.D. & C. OYARZUN. 1988. Diet of the polychaete *Lumbrineris tetraura* (Schmarda) (Lumbrineridae) in a polluted soft-bottom environment. Bull. Mar. Sci. 42: 358-365.

CARRASCO, F.D. & V.A. GALLARDO. 1983. Abundance and distribution of the macrobenthic infauna of the Gulf of Arauco, Chile. Inter. Revue ges. Hydrobiologie 68: 825-838.

CARRASCO, F.D. & V.A. GALLARDO. 1989. La contaminación marina y el valor de la macroinfauna en su evaluación y vigilancia: casos de estudio en el litoral de Concepción, Chile. Biol Pesq. 18: 15-27.

CARRASCO, F.D., V.A. GALLARDO & J. STUARDO. 1993. Variabilidad temporal y espacial del macrobentos marino en relación a gradientes de enriquecimiento orgánico en dos bahías de Chile central. Informe Final FONDECYT (91-0324). 62 págs. (no publicado).

CARRASCO, F.D. & V.A. GALLARDO. 1994. Diversidad, distribución y abundancia del macrobentos sublitoral y observaciones sobre la dinámica temporal de corto término de los sedimentos de la Bahía Concepción, Chile. Gayana (Oceanol.) 2: 49-68.

CARRASCO, F.D. & V.A. GALLARDO. 1995. La macroinfauna del sublitoral arenoso del Golfo de Arauco, Chile: alta afinidad faunal del conjunto bentónico asociado. Gayana (Oceanol.) 3: 53-73.

CARRASCO, F.D., V.A. GALLARDO & S. MEDRANO. 1988. Sublittoral macrobenthic infaunal assemblages of two nearby embayments from Central Chile. Int. Revue ges. Hydrobiol. 73 (4): 441-455.

GALLARDO, V.A. 1968. Observaciones sobre la fauna bentónica del Golfo de Arauco. Bol. Soc. Biol. Concepción 40: 145-160.

GALLARDO, V.A., J.C. CASTILLO & L.A. YAÑEZ. 1972. Algunas consideraciones preliminares sobre la ecología bentónica de los fondos sublitorales blandos en la Bahía de Concepción. Bol. Soc. Biol. Concepción 44: 169-190.

GOLDMAN, N. & P.J.D. LAMBSHEAD. 1989. Optimization of the Ewens-Caswell neutral model program for community diversity analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 50: 255-261.

GRAY, J.S. 1981. The ecology of marine sediments. Cambridge University Press, Cambridge. 185 págs.

HEIP, C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. Ophelia 41: 113-136.

HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.

HUTCHINSON, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol. 22: 415-427.

JOSEFSON, A.B. 1990. Increase of benthic biomass in the Skagerrak-Kattegat during the 1970s and 1980s - effects of organic enrichment? Mar. Ecol. Prog. Ser. 66: 117-130.

LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE. 1983. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam. 419 págs.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. Chapman & Hall, London. 179 págs.

MAY, R.M. 1984. An overview: Real and apparent patterns in community structure. *In*: STRONG, JR., D.R., D. SIMBERLOFF, L. ABELE & A.B. THISTLE, Eds., Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence. Princeton University Press, Princeton. pp.: 3-16.

MCARTHUR, R.H. 1965. Patterns of species diversity. Biol. Rev. 40: 510-533.

MCARTHUR, R.H. 1969. Patterns of communities in the tropics. Biol. J. Linn. Soc. 1: 19-30.

OYARZUN, C., F.D. CARRASCO & V.A. GALLARDO. 1988. Some pecularities of the macrobenthic infauna at Talcahuano, Chile. Cah. Biol. Marine 28: 429-446.

PAINE, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. Amer. Nat. 100: 65-75.

PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG. 1978. Macrobenthic

succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev. 16: 229-311.

PIELOU, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol. 13: 131-144.

RYGG, B. 1985. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. Mar. Pollut. Bull. 16: 469-474.

SANDERS, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. Amer. Nat. 102: 243-282.

SANDBERG, E. 1994. Does short-term oxygen depletion affect predator-prey relationships in zoobenthos? Experiments with the isopod Saduria entomon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 103: 73-80.

SOKAL, R.R. & F.J. ROHLF. 1981. Biometry - the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman, San Francisco. 776 págs.

VALENTINE, J.W. 1971. Resource supply and species diversity patterns. Lethaia 4: 51-61.

WARWICK, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology 92: 557-562.

WESTON, D.P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. Mar. Ecol. Prog. Ser. 61: 233-244.

WHITTAKER, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. ecol. Monogr. 30: 279-338.

WILSON, E.O. & W.H. BOSSERT. 1971. A Primer of Population Biology. Sinauer Associates Inc., Stamford. 192 págs.

TABLA I. Atributos granulométricos, en escala phi (Ø) para la mediana, media, desviación estándar gráfica ("sorting"), contenido de materia orgánica total (MOT) como porcentaje, porcentaje de limo-arcilla (L-A) y de arena de los sedimentos de las 8 estaciones bentónicas suadas en la Bahía de San Vicente en enero de 1992. Se indica también su distancia (Dist.) al puerto de San Vicente y la profundidad (Prof.) del fondo en metros.

Estación	Dist.	Prof.	Mediana	Media	Sorting	MOT (%)	L-A (%)	Arena (%)
E1	700	12	4,80	4,55	1,40	19,46	64,62	35,36
E2	1.470	13	4,52	4,74	1,39	12,98	63,57	36,42
E3	2.270	14	1,68	1,55	0,52	0,76	0,06	99,92
E4	3.120	14	1,03	0,95	0,70	0,92	0,00	99,98
E5	3.980	17	0,78	0,78	0,54	0,77	0,00	99,99
E6	4.700	21	0,53	0,45	0,72	0,84	0,00	99,99
E7	5.100	42	0,81	0,81	0,51	0,96	0,00	99,99
E8	6.100	65	5,98	6,86	2,22	13,70	90,21	9,79

TABLA II. Valores del potencial de óxido-reducción (redox) de los sedimentos en dos localidades tipo (estaciones E2 y E6) de la Bahía de San Vicente, en octubre de 1992.

Estación E2		Estación E6	
Prof. (cm)	Redox (mV)	Prof. (cm)	Redox (mV)
1,40	-296,3	1,00	150,2
3,70	-289,5	3,50	145,1
7,70	-302,1	8,30	142,3
10,80	-338,3	10,80	142,2
16,00	-327,7	15,70	144,4
22,60	-340,2	23,00	140,1
25,30	-345,4	25,60	138,2

TABLA III. Atributos comunitarios del macrobentos sublitoral recolectado en la Bahía San Vicente, en octubre de 1991. Se presentan la abundancia numérica total (N), el número de especies (S) agrupado por estación, el promedio de especies (Sr) desviación estándar (s), y valores calculados en forma agrupada para cada localidad, de la diversidad específica según Shannon (H'), su estadístico acuchillado (H'j), límite de confianza (al 95%) inferior (L1) y su superior (L2), uniformidad (J'), dominancia según Simpson (C), el estadístico de Ewens-Caswell (V) y la diversidad ß.

Est.	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
N	0	0	1.588	5.371	2.905	2.158	328	4.069
S	-	-	18	21	22	25	23	29
Sr	-	-	10,000	15,500	14,330	16,670	14,330	25,000
s	-	-	1,730	2,100	0,580	1,530	2,520	1,410
H'	-	-	1,362	1,076	1,394	1,614	0,153	1,617
H'j	-	-	2,141	1,458	2,273	2,462	-1,827	2,501
s	-	-	1,518	2,649	1,224	1,004	10,222	1,249
L1	-	-	1,352	0,252	1,730	2,047	-6,247	2,026
L2	-	-	2,930	2,664	2,816	2,877	2,593	2,976
J'	-	-	0,471	0,353	0,451	0,501	0,049	0,480
C	-	-	0,408	0,509	0,338	0,279	0,117	0,292
V	-	-	-1,405	-2,218	-1,716	-1,713	-3,297	-1,879
ß	-	-	5,667	3,517	3,826	3,255	3,826	2,125

TABLA IV. Atributos comunitarios del macrobentos sublitoral recolectado en la Bahía San Vicente, en enero de 1992. Se presentan la abundancia numérica total (N), el número de especies (S) agrupado por estación, el promedio de especies (Sr) desviación estándar (s), y valores calculados en forma agrupada para cada localidad, de la diversidad específica según Shannon (H'), su estadístico acuchillado (H'j), límite de confianza (al 95%) inferior (L1) y su superior (L2), uniformidad (J'), dominancia según Simpson (C), el estadístico de Ewens-Caswell (V) y la diversidad ß.

Est.	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
N	0	0	13.856	3.378	842	2.187	2.845	-
S	-	-	20	27	14	22	26	-
Sr	-	-	12,330	16,330	10,330	15,000	21,500	-
s	-	-	0,580	2,080	3,060	2,650	4,950	-
H'	-	-	1,760	2,088	1,598	1,383	1,036	-
H'j	-	-	2,715	3,049	2,342	1,098	0,877	-
s	-	-	1,296	1,092	1,361	2,561	5,311	-
L1	-	-	2,108	2,617	1,555	0,772	-1,270	-
L2	-	-	3,322	3,481	3,128	3,044	3,023	-
J'	-	-	0,588	0,634	0,606	0,447	0,318	-
C	-	-	0,221	0,185	0,303	0,409	0,597	-
V	-	-	-0,006	0,045	-0,058	-1,933	-3,782	-
ß	-	-	3,972	2,935	4,823	3,214	2,195	-

TABLA V. Atributos comunitarios del macrobentos sublitoral recolectado en la Bahía San Vicente, en octubre de 1992. Se presentan la abundancia numérica total (N), el número de especies (S) agrupado por estación, el promedio de especies (Sr) desviación estándar (s), y valores calculados en forma agrupada para cada localidad, de la diversidad específica según Shannon (H'), su estadístico acuchillado (H'j), límite de confianza (al 95%) inferior (L1) y su superior (L2), uniformidad (J'), dominancia según Simpson (C), el estadístico de Ewens-Caswell (V) y la diversidad ß.

Est.	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
N	0	175	2.805	6.927	1.100	580	319	4.022
S	-	6	22	20	16	15	24	34
Sr	-	4.500	11.000	13.330	11.670	12.000	17.000	25.500
s	-	2.120	2.650	1.530	0.580	0.000	1.730	3.540
H'	-	0.585	0.568	0.298	0.640	1.755	2.661	1.701
H'j	-	0.731	0.221	-0.727	-.379	2.393	3.624	2.283
s	-	1.104	4.219	5.902	6.402	1.843	0.458	3.367
L1	-	-0.429	-1.649	-3.490	-3.789	1.372	3.396	1.109
L2	-	1.891	2.091	2.036	3.031	3.414	3.852	3.457
J'	-	0.327	0.184	0.100	0.231	0.648	0.837	0.482
C	-	0.643	0.764	0.890	0.731	0.254	0.081	0.323
V	-	-1.644	-4.600	-4.360	-3.091	-0.025	1.354	-2.347
ß	-	14.286	5.000	4.055	4.684	4.546	3.125	2.083

TABLA VI. Abundancia (N 0,3 m^{-3}) de las especies numéricamente dominantes, recolectadas en el macrobentos de Bahía de San Vicente en 8 estaciones sublitorales.

	Octubre 1991								Enero 1992							Octubre 1992							
Especies	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
Syllis sp.	0	0	907	3715	41	51	39	16	0	0	697	893	33	47	29	0	0	2442	6530	9	13	40	4
Protodorvillea sp.	0	0	0	169	1342	705	4	0	0	0	52	136	420	382	9	0	0	0	17	939	269	24	3
P. Pinnata	0	0	7	0	0	1	1	1650	0	0	1243	24	0	0	341	0	5	74	2	0	0	52	590
Rhynchospio glutaea	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0	629	406	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Spiophanes bombyx	0	0	6	863	1004	874	2	0	0	0	577	858	42	1328	0	0	0	55	214	0	82	0	0
Mediomastus	0	0	0	6	0	1	0	1390	0	0	5	9	5	9	0	0	139	1	0	2	3	0	2157
Ampelisca araucana	0	0	1	22	3	3	62	16	0	0	0	12	8	21	2169	0	0	2	10	8	10	16	96
Mysella mabillei	0	0	208	318	31	100	11	3	0	0	278	216	128	131	42	0	0	191	32	14	7	0	0

TABLA VII. Valores resultantes del análisis de correlación de rango de Spearman (Sokal & Rohlf, 1981), al comparar la riqueza de especies (S) versus la dominancia ecológica (1-J'), para diferentes conjuntos de datos del macrobentos sublitoral de la región de Concepción. Se presenta el número de comparaciones o tamaño de la muestra (n), el coeficiente mismo (r_s), la probabilidad y la referencia bibliográfica.

Localidad	n	r_s	Prob.	Fuente
San Vicente	18	-0,105	n.s.	Esta contribución
Concepción 1991-1992	20	0,259	n.s.	Carrasco et al. (1993)
Concepción centro	12	0,214	n.s.	Carrasco & Gallardo (1994)
Lirquén 1987	5	0,100	n.s.	Carrasco (1996)
Arauco 1987	11	-0,360	n.s.	Carrasco & Gallardo (1995)
Concepción-Talcahuano	7	0,109	n.s.	Carrasco & Oyarzún (1988)
Concepción-Talcahuano	15	-0,751	n.s.	Oyarzún et al. (1988)
Concepción-San Vicente	15	0,179	n.s.	Carrasco et al. (1988)
DATOS AGRUPADOS (*=P<0,05)	103	-0,239	*	

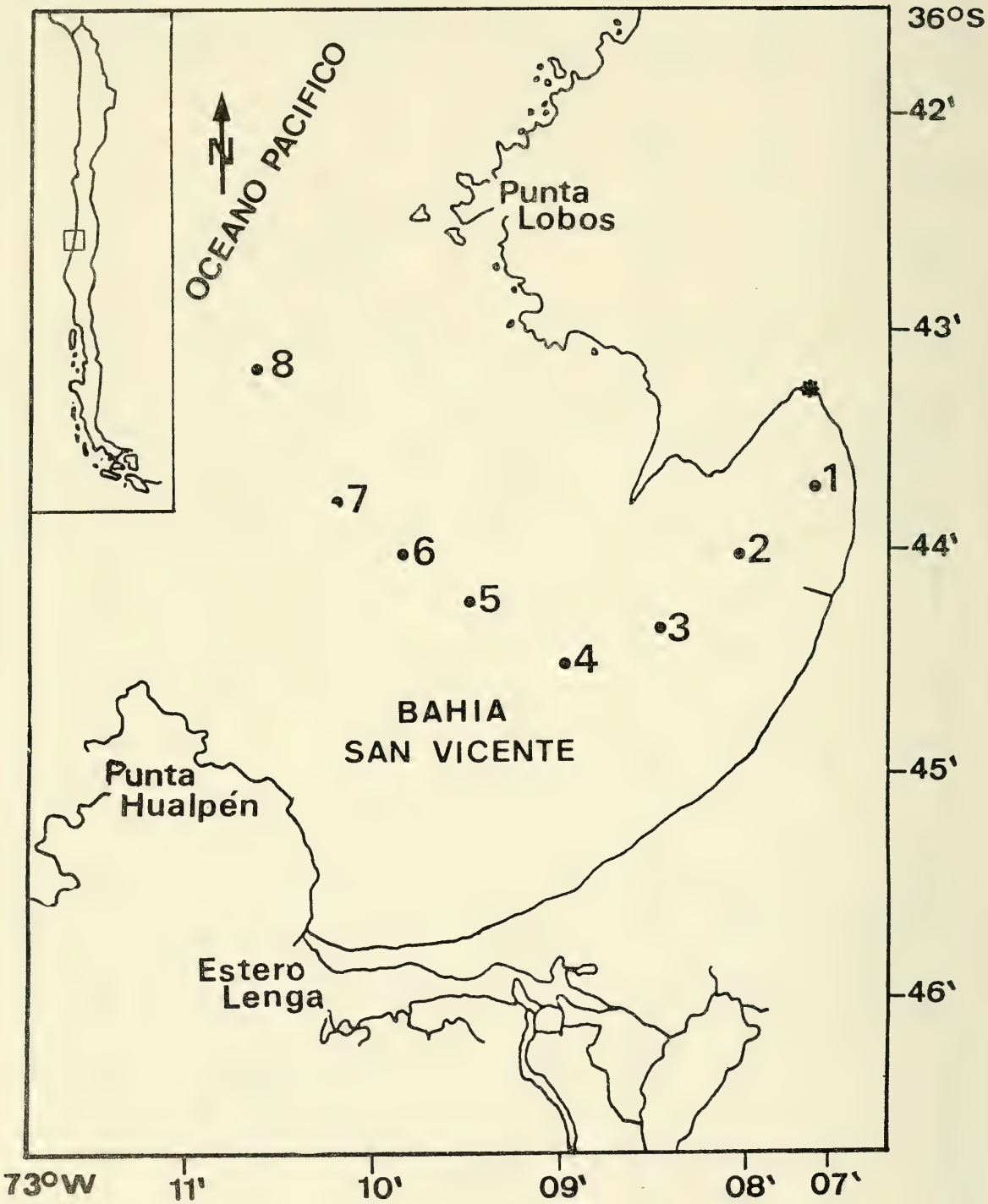


FIGURA 1. Posición geográfica de las 8 estaciones bentónicas sublitorales, estudiadas en la Bahía de San Vicente los años 1991 y 1992.

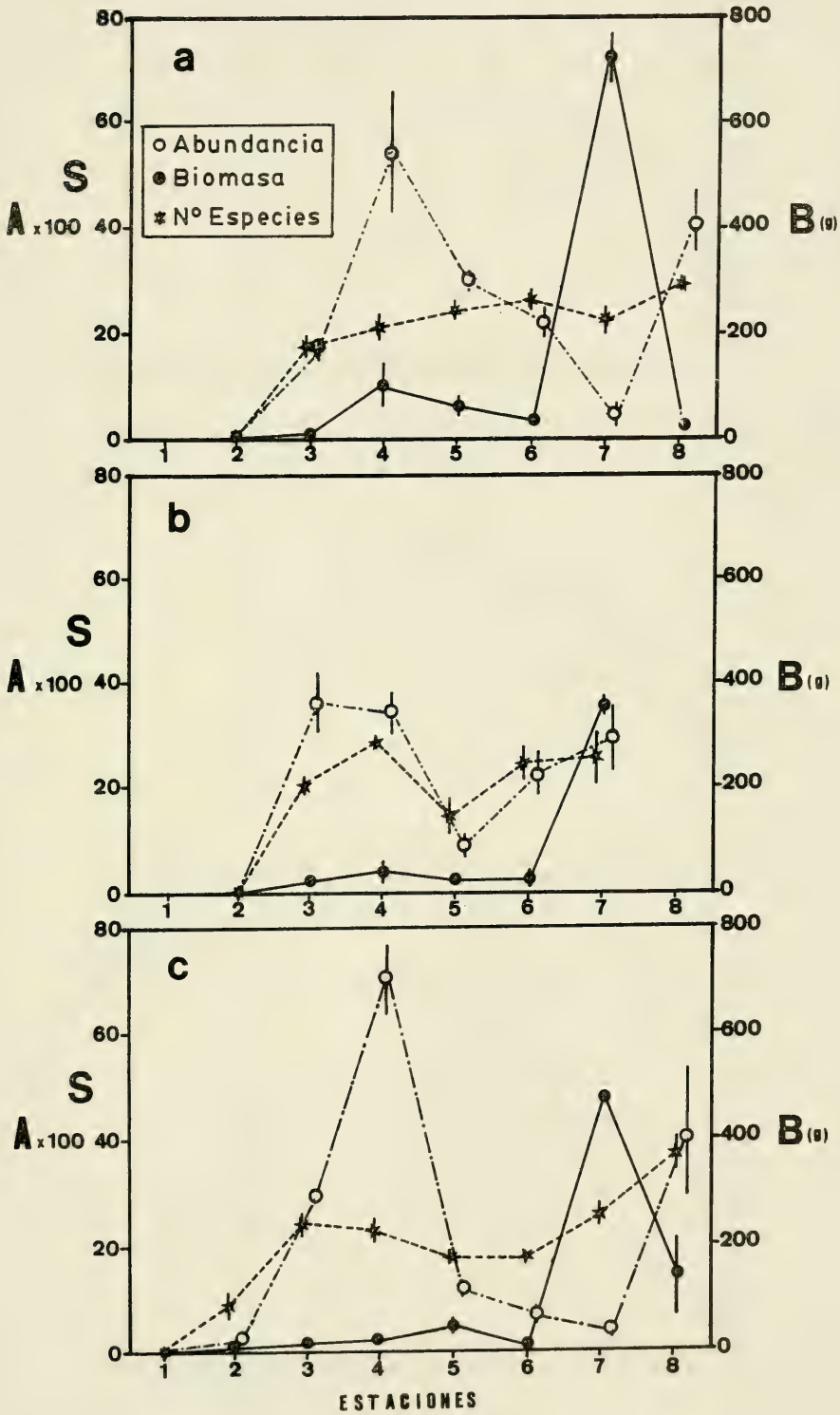


FIGURA 2. Curvas del número de especies (S), abundancia numérica (N) y biomasa (B) (curvas SAB de Pearson & Rosenberg), a lo largo de las 8 estaciones estudiadas en la Bahía de San Vicente los años 1991 y 1992.

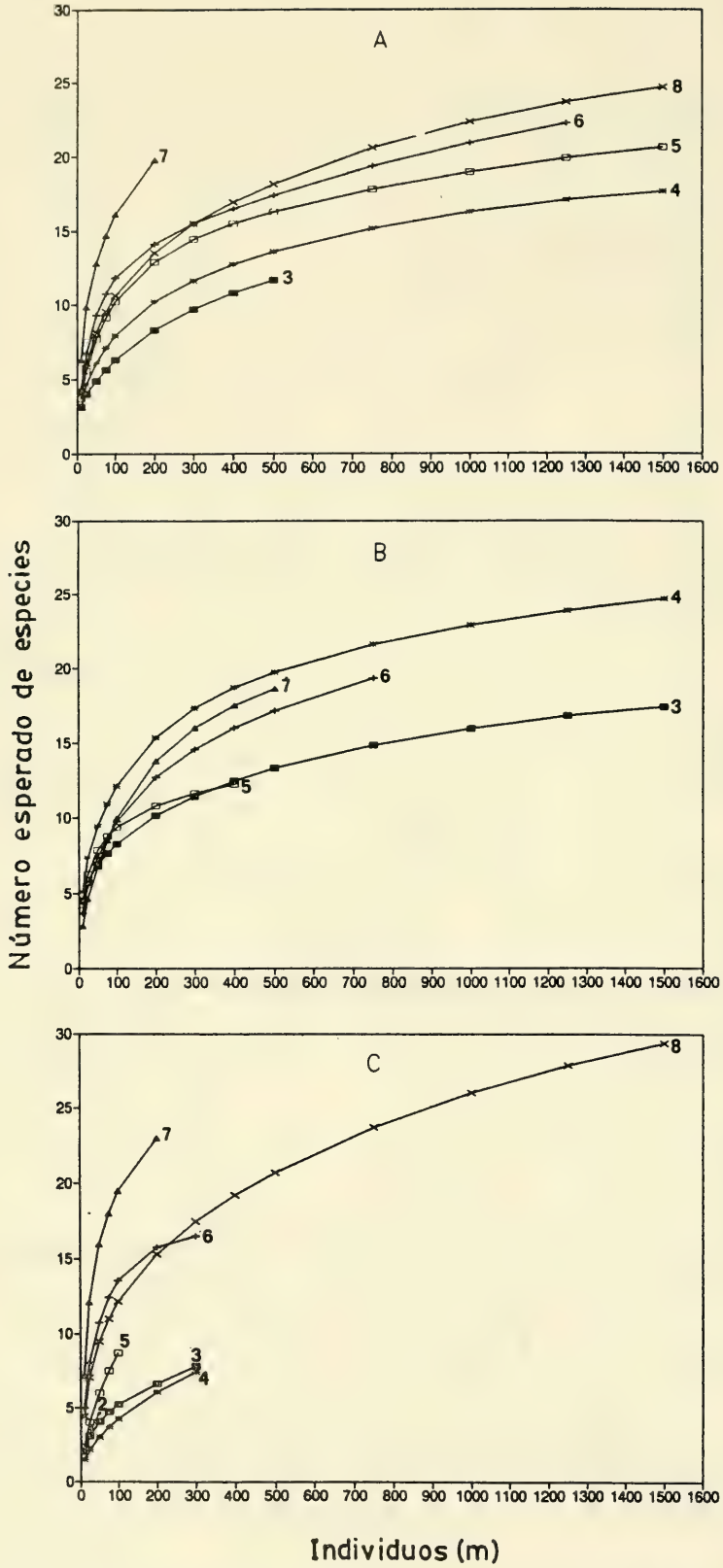


FIGURA 3. Curvas de "rarefaction" de Sanders-Hurlbert, trazadas para las estaciones bentónicas estudiadas en la Bahía de San Vicente en octubre de 1991 (A), enero de 1992 (B) y octubre de 1992 (C). En la abscisa el tamaño de la muestra (m) y en la ordenada el número esperado de especies.

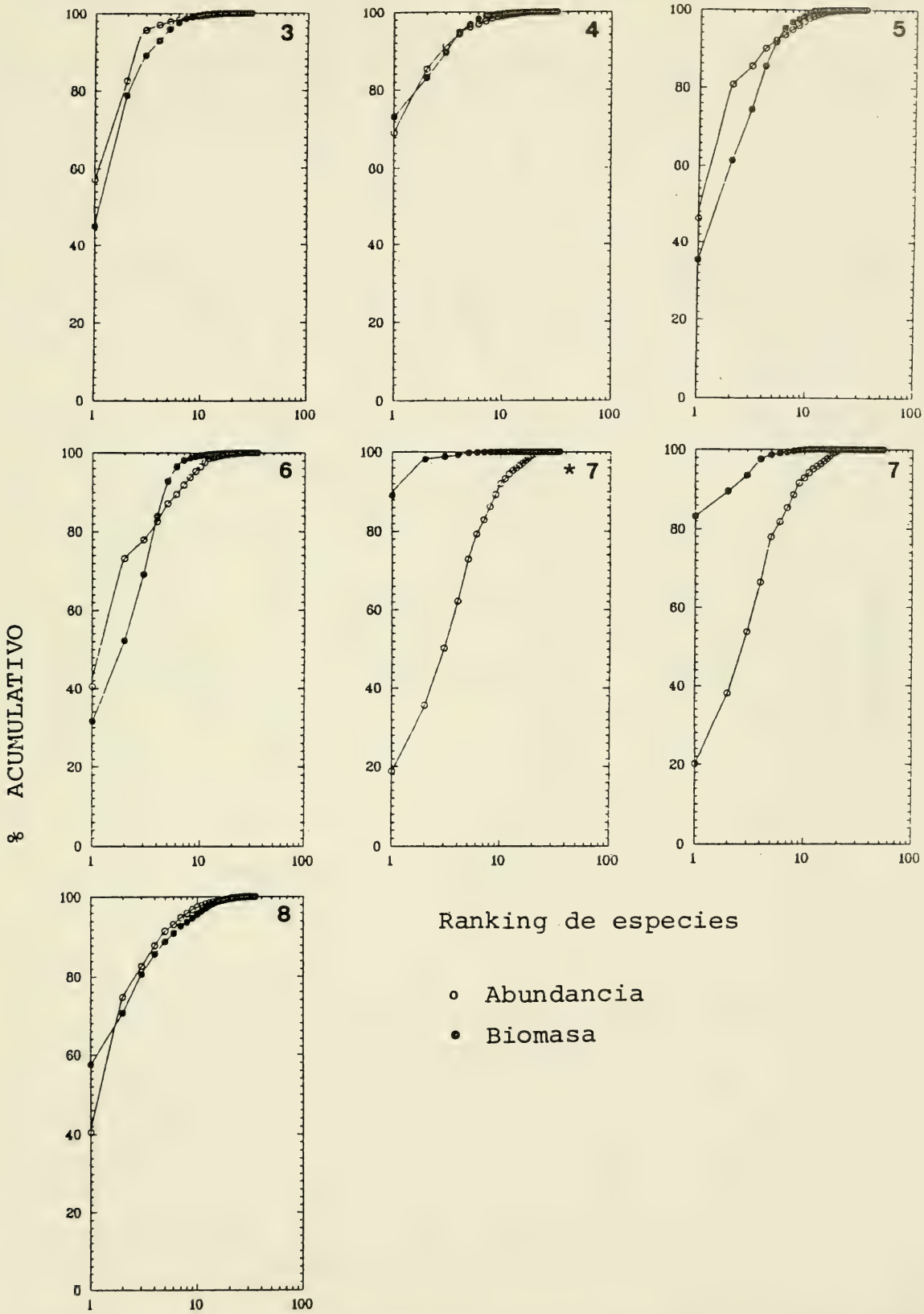


FIGURA 4. Curvas de k-dominancia combinadas para la abundancia numérica y la biomasa (curvas ABC) para el macrobentos de la Bahía de San Vicente en octubre de 1991. Los números se refieren a la numeración de las estaciones estudiadas. El asterisco en la estación E7 señala que se incluyen los ejemplares el molusco *Glycimeris ovatus*.

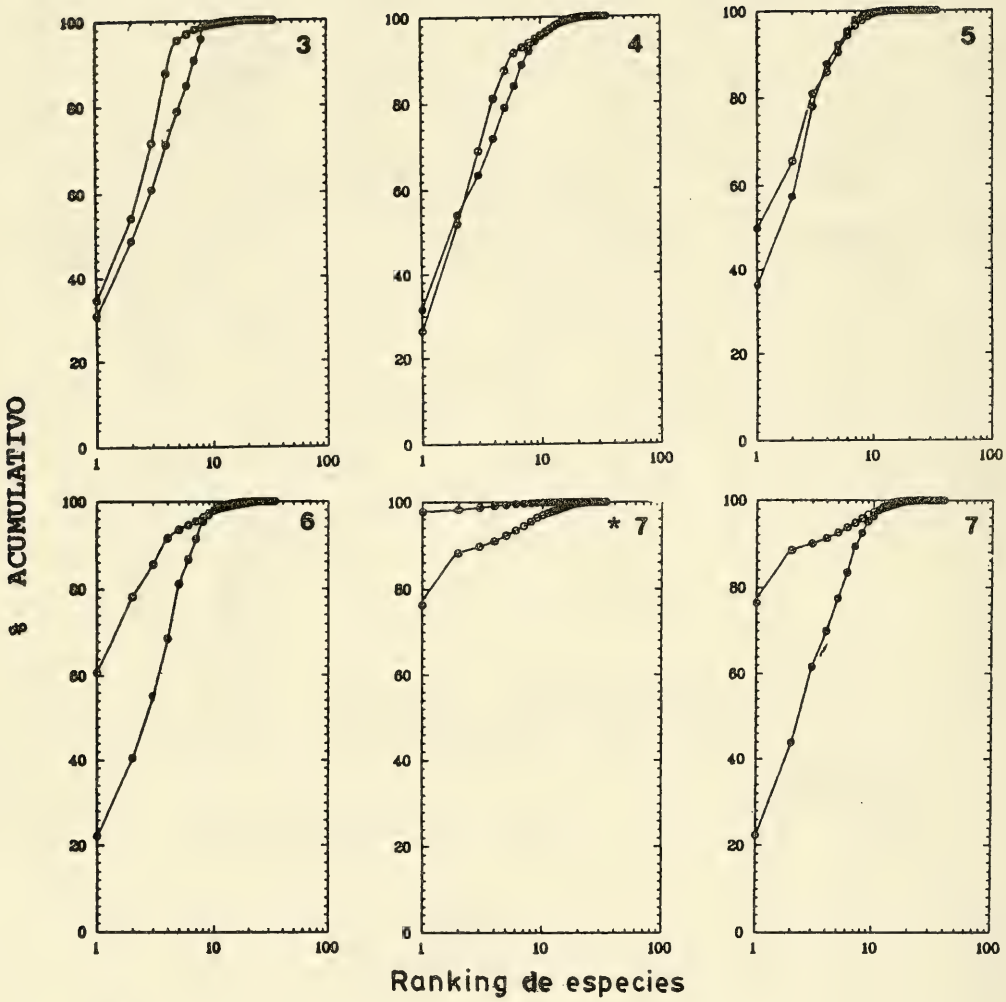


FIGURA 5. Curvas de k-dominancia combinadas para la abundancia numérica y la biomasa (curvas ABC) para el macrobentos de la Bahía de San Vicente en enero de 1992. Los números se refieren a la numeración de las estaciones estudiadas. El asterisco en la estación E7 señala que se incluyen los ejemplares del molusco *Glycimeris ovatus*.

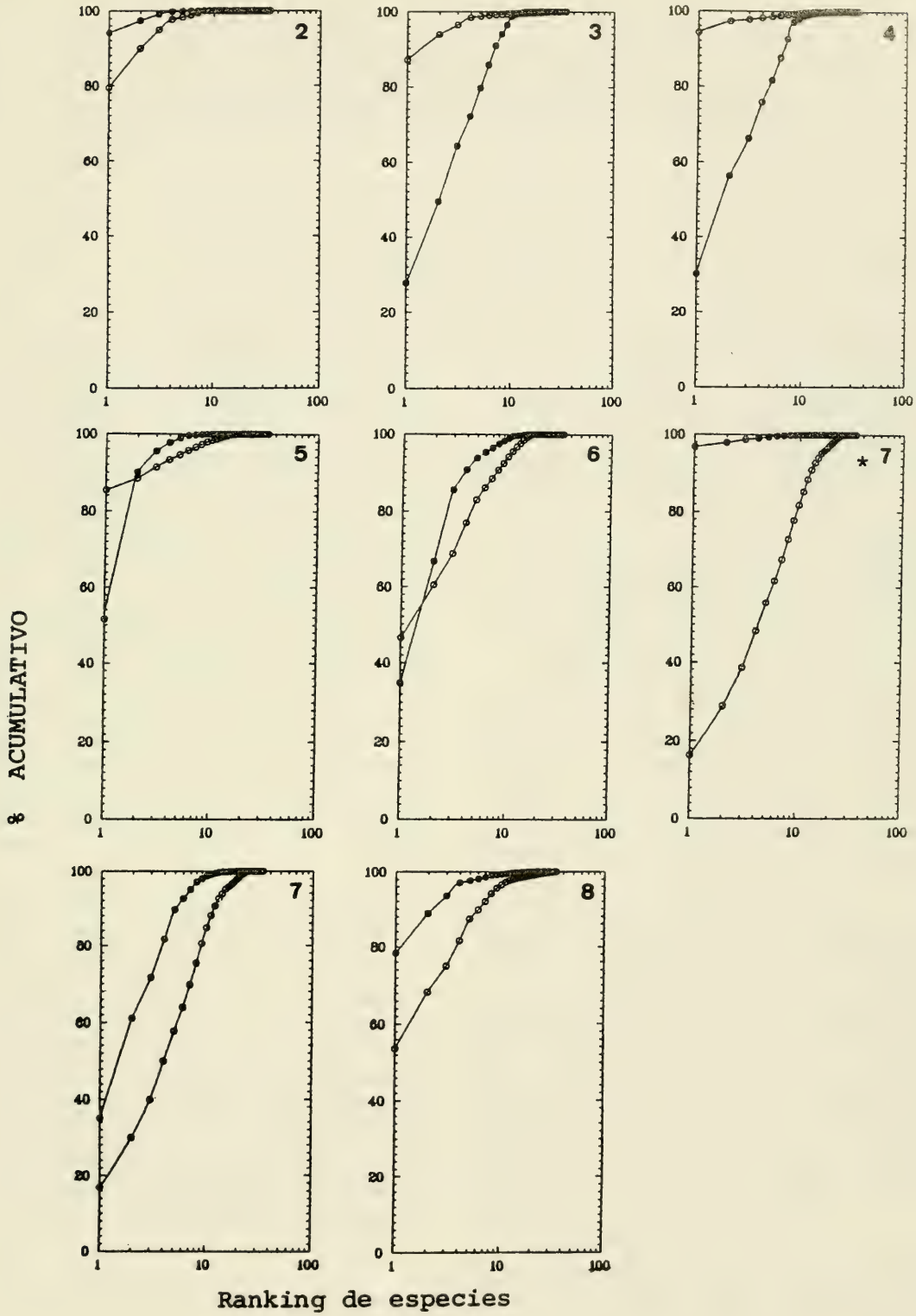


FIGURA 6. Curvas de k-dominancia combinadas para la abundancia numérica y la biomasa (curvas ABC) para el macrobentos de la Bahía de San Vicente en octubre de 1992. Los números se refieren a la numeración de las estaciones estudiadas. El asterisco en la estación E7 señala que se incluyen los ejemplares del molusco *Glycimeris ovatus*.

Gayana Oceanol. 4(2): 213-218, 1996 ISSN 0716-9655

DISCURSO DE CLAUSURA
XVI JORNADAS DE CIENCIAS DEL MAR

Dr. Julio A. Vásquez

Mis primeras palabras sean de agradecimiento para el Comité Organizador de las XVI Jornadas de Ciencias del Mar y a la Universidad de Concepción por permitirnos compartir una vez más nuestras experiencias y nuestro desarrollo en investigación.

En estas Jornadas se presentaron un total de 5 Conferencias Plenarias, 2 Talleres de Trabajo, 2 Reuniones de Sociedades Anexas, 150 Comunicaciones Orales y 152 Exposiciones en Paneles. Oficialmente, la Comisión Organizadora inscribió 95 socios, 10 invitados oficiales y 284 estudiantes de casi todas Universidades donde las Ciencias del Mar constituyen una importante instancia de formación académica. En total se presentaron 302 trabajos, se registraron oficialmente 379 inscripciones con una asistencia total de más de 500 personas en cada uno de los días de las Jornadas.

Esta tendencia en el aumento de las presentaciones orales y en panel, en la asistencia y por ende en el interés de los jóvenes por las diferentes disciplinas de las Ciencias del Mar, en la relevancia y la actualidad de las conferencias plenarias, se ha mantenido durante los últimos años. Sin embargo, este aumento no se ha visto reflejado en la productividad científica entendiendo por ello al menos tres variables que me parecen de capital importancia: (1) el éxito de la comunidad nacional relacionada con Ciencias del Mar en obtener fondos de investigación, (2) el número de postgraduados que obtienen recursos para desarrollar sus programas de entrenamiento y (3) la publicación de resultados y hallazgos en revistas de amplia distribución con comité editorial.

Dos fuentes de información me parecen indicativas y pertinentes en un análisis como 'este.

1. El resultado de los Concursos FONDECYT entre 1990 y 1996

2. Los trabajos publicados en Ciencias del Mar y que están registrados en el ASFA (Aquatic Science & Fishery Abstract) durante el período 1990 y septiembre de 1995.

Aunque el presupuesto de FONDECYT se ha duplicado entre 1989 y 1996 (presupuesto normalizado a julio de 1995) (Fig. 1), el acceso a los fondos y el número de Proyectos en Ciencias del Mar no ha aumentado significativamente, por el contrario, tanto en número como porcentualmente sobre el total de proyectos aprobados, las Ciencias del Mar han disminuido su presencia en FONDECYT.

Aunque el número de Proyectos Totales aprobados por FONDECYT se ha mantenido relativamente constante durante el período analizado, el número de proyectos en Ciencias del Mar ha disminuido desde representar más del 6 % del total de proyectos aprobados en 1989 a menos del 3% el año 1995. En lo transcurrido en 1996, producto del Concurso Sectorial (Biomas y Climas Terrestres y Marinos del Norte de Chile), el número de proyectos en Ciencias del Mar ha tenido una incidencia del 4% sobre el total de proyectos aprobados (Fig. 2).

Esta disminución en el número de Proyectos FONDECYT, que recordemos financia más del 60% de la actividad científica en Chile, ha afectado a casi todas las disciplinas en las cuales las Ciencias del Mar tienen actividad de investigación (Tabla I). Aunque esto es preocupante, creo que más grave es el resultado de las Ciencias del

*Presidente Sociedad Chilena de Ciencias del Mar, Concepción, mayo 31 de 1996.

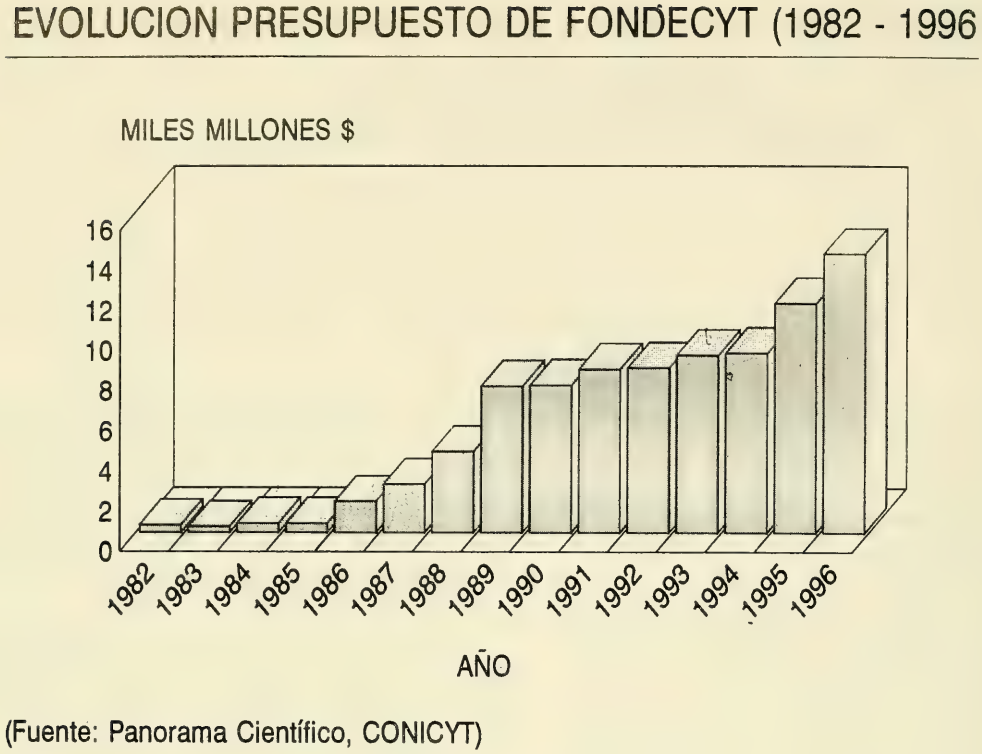


FIGURA 1. Presupuesto de Fondecyt entre los años 1982 y 1996.

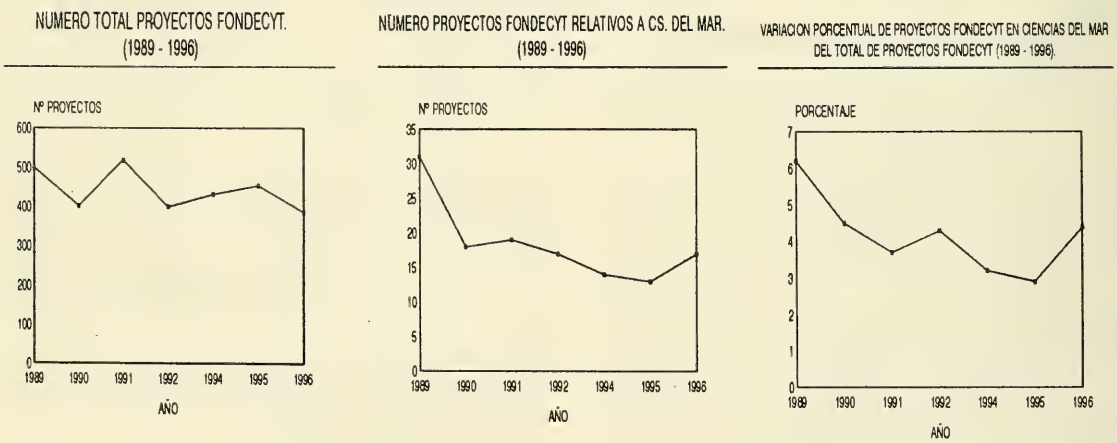


FIGURA 2. Contribución relativa de las Ciencias del Mar en los proyectos FONDECYT.

Mar en los Concursos FONDECYT de Doctorado y Post Doctorado. Un análisis de solamente los dos últimos años muestra que de 72 becas ofrecidas en 1995 ninguna de ellas se realizó en alguna disciplina relacionada con las Ciencias del Mar. En 1996, sólo 3 de 51 becas concursadas por FONDECYT están relacionadas con algunas de las disciplinas de nuestra área de interés. En las becas de Post Doctorado los resultados no son distintos, de 26 becas ofrecidas entre 1995 y 1996 sólo 1 de ellas tiene relación con las Ciencias del Mar, ninguna en el Concurso recién pasado (Tabla II).

Esta disminución en el acceso a los fondos concursables se ha visto reflejada también en el número de artículos científicos publicados. Desde 1990 cuando el ASFA registró 150 publicaciones o en 1991 con aproximadamente 175 publicaciones por año, se ha reducido a menos de 100 en 1994 y a menos de 20 a septiembre de 1995 (Fig. 3). Esta tendencia se observa en casi todas las disciplinas y es dramática en las 6 disciplinas más relevantes y de más alta productividad en las Ciencias del Mar como lo son Ecología, Acuicultura, Oceanografía, Pesquerías, Taxonomía, Morfología animal, y Botánica (Tabla III).

Porcentualmente, las Ciencias del Mar han disminuido su contribución al desarrollo científico y tecnológico (en términos del número de publicaciones en el ASFA) de un 0,42% a un 0,36% entre 1990 y 1994. El año 1995 no se ve muy promisorio en este tipo de índices.

¿Qué nos sugieren estos índices? A mi entender creo que este aparente empobrecimiento de ideas es el resultado del envejecimiento de nuestros cuadros académicos y científicos. Los que fueron productivos hace algunos años han bajado su productividad, no necesariamente por que ellos hayan querido hacerlo, sino por que muchos han debido asumir otros roles también de importancia en el desarrollo científico y tecnológico de las Ciencias del Mar en Chile.

Esto indica que no hemos sido capaces de generar un reemplazo programado de aquellos que han dejado la investigación por diferentes motivos, señalan además que hemos sido incapaces de incorporar a los jóvenes en el sistema académico. Las Universidades (la mayoría) siguen con sus plantas congeladas. No hemos promovido con decisión y compromiso la necesaria evaluación académica que genere espacios académicos de una manera inteligente y no visceral y que produzca el reemplazo necesario para potenciar y rejuvenecer nuestra disciplina.

El nuevo sistema Universitario ha permitido la pérdida de la mística por la investigación científica y hemos sido ineficaces en transmitir las enseñanzas de nuestro viejos maestros. Como consecuencia de lo anterior, los jóvenes se han desencantado de la investigación y más aún de la docencia universitaria.

Creo que es importante hacer un alto y reflexionar sobre estos índices y especialmente sobre su trasfondo y consecuencias. No esperemos las Jornadas para reflexionar sobre esto. No dejemos que la única actividad de nuestra Sociedad sea esta reunión anual. Las Ciencias del Mar tienen ahora grandes posibilidades de realizar Ciencia relevante. Existe una serie de instrumentos que deben ser aprovechados de la mejor manera. Incorporemos en ellos a nuestros estudiantes, forjemos escuela, demosles oportunidades dignas.

Debemos propiciar y generar apertura para las nuevas generaciones. Cada uno de nosotros debe ser un agente que incorpore las nuevas generaciones a la academia y que mistifique y valore nuevamente la profesión de investigador, científico y docente universitario.

No puedo terminar estas palabras, sin agradecer la oportunidad que ustedes me han brindado de ocupar esta tribuna en esta Universidad y en estas especiales circunstancias como Presidente de la Sociedad Chilena de Ciencias del Mar.

GRACIAS

PROYECTOS FONDECYT EN CIENCIAS DEL MAR, POR DISCIPLINA (1989 - 1996)								
	1989	1990	1991	1992	1994	1995	1996	TOTAL
Biología	15	8	14	8	10	8	8	71
Cs. de la Tierra	8	4	4	6	1	2	6	31
Pesca y Piscicultura	5	4	0	2	1	0	1	13
Química	1	2	1	1	0	1	0	6
Procesamiento y Tecn. Alimentos	2	0	0	0	0	1	1	4
Cs. Veterinarias	0	0	0	0	2	1	1	4
Nº Proyectos en Cs. del Mar	31	18	19	17	14	13	17	129
Nº Total Proyectos	499	402	519	400	432	454	387	3093
Porcentaje Cs. del Mar	62	45	37	43	32	29	44	42

TABLA I. Distribución por disciplinas de los proyectos FONDECYT en Ciencias del Mar.

TABLA II. Apoyo de FONDECYT a estudiantes graduados en Ciencias del Mar.

PROYECTOS FONDECYT DOCTORADO Y POSTDOCTORADO EN CS. DEL MAR. (1995 - 1996)			
		1995	1996
DOCTORADO			
	Cs. del Mar	0	3
	Total	72	51
POSTDOCTORADO			
	Cs. del Mar	1	0
	Total	18	8

(Fuente: Panorama Científico CONICYT)

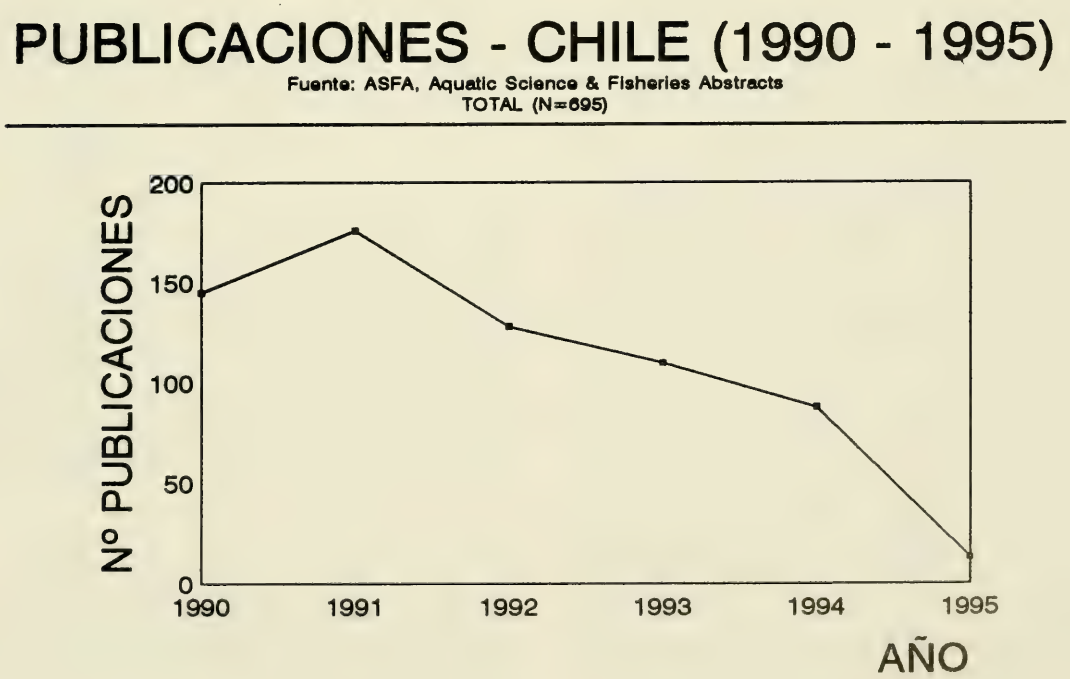


FIGURA 3. Publicaciones chilenas en ciencias del Mar entre 1990 y 1995.

TRABAJOS PUBLICADOS POR PROFESIONALES CHILENOS EN CIENCIAS DEL MAR. (1990 - SEPTIEMBRE DE 1995)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	TOTAL
Ecología Poblaciones y Comunidades	32	31	26	26	19	2	136
Acuacultura	32	26	18	13	20	1	110
Pesquerías	16	18	16	7	3	1	61
Oceanografía (fca./qca.) y Climatología	5	16	12	19	4	1	57
Taxonomía y Morfología	12	18	6	3	3	0	42
Botánica	6	8	6	8	6	1	35
Bioquímica	7	8	6	8	4	1	34
Parasitología y Enfermedades	6	3	6	2	9	0	26
Plancton (fito y zoo)	3	8	3	2	7	1	24
Productos Acuáticos y su utilización	3	7	9	2	3	0	24
Genética y Evolución	4	6	6	2	2	1	21
Biología Reproducción y Desarrollo	5	5	3	5	3	2	23
Contaminación	5	3	3	5	2	0	18
Ictiología	3	6	2	3	2	0	16
Mercado productos acuáticos	2	7	1	2	0	0	12
Microbiología	1	3	2	1	0	1	8
Biología	1	0	0	2	1	1	5
Técnicas aplicables en pesquerías	0	2	3	0	0	0	5
Otros	2	0	0	0	0	0	2
TOTAL	145	175	128	110	88	13	659
TOTAL PUBLICACIONES ASFA	31535	33516	30671	29122	24526	5527	154897
CONTIBUCION EN CS. DEL MAR POR CHILENOS (%)	0,46	0,52	0,42	0,38	0,36	0,24	0,43

(Fuente: archivos ASFA)

TABLA III. Trabajos publicados por profesionles chilenos en Ciencias del Mar. (1990-Septiembre de 1995).

Gayana Oceanol. 4(2): 219-230, 1996 ISSN 0716-9655

TALLER "LAS CIENCIAS DEL MAR EN CHILE. PRESENTE Y FUTURO" DE CIENCIAS DEL MAR:

REFLEXIONES ACERCA DEL DESARROLLO DE LAS CIENCIAS DEL MAR EN CHILE[1]

Renato Quiñones Bergeret[2]

"Los científicos chilenos somos optimistas por naturaleza. Las dificultades que enfrentamos para hacer ciencia aquí son tan grandes que es imposible que un pesimista se dedique a hacer ciencia en Chile. Para enfrentar estas dificultades hay que tener un optimismo rayano en lo delirante" (Jorge Allende, 1995; en un Encuentro de Científicos y Parlamentarios, Cámara de Diputados).

Me voy a permitir compartir con ustedes algunas reflexiones acerca del estado actual de las Ciencias del Mar en Chile y de algunos factores que, a mi juicio, están limitando su desarrollo pleno. Estas reflexiones son de carácter netamente personal y no representan necesariamente la posición de la institución en que me desempeño profesionalmente (Universidad de Concepción), o de aquélla en la cual desarrollo labores como miembro de comités asesores (CONICYT).

Una realidad evidente en el mundo de hoy es la marcada diferencia entre el estándar de vida de los países desarrollados respecto de los subdesarrollados. En el año 1991, las Naciones Unidas (UNDP, 1992) estimaban que cerca del 30 % de la humanidad vivía en países desarrollados, controlando sobre el 85% del Producto Nacional Bruto Global. En contraste más de 4 billones de personas, es decir el 70 % restante, vive utilizando solamente el 15% del Producto Nacional Bruto global. En el año 1988, el 20% más rico de la población mundial presentaba un ingreso 17.1 veces mayor en promedio que el 20% más pobre (Griffin & Rahman-Khan, 1992).

Aunque se conoce la relación que existe entre crecimiento económico y desarrollo científico-tecnológico (e.g. Bok-Whang, 1979; Sabet, 1979; Papic, 1992), lamentablemente, todavía en los países subdesarrollados no existe real conciencia con respecto al siguiente axioma: la creación, dominio y utilización de la ciencia y tecnología son factores claves para el desarrollo. De hecho, la tecnología ha sido considerada como la "palanca fundamental" para orientar el cambio social en las próximas décadas (Bifani, 1993).

La poca prioridad que se le otorga a la ciencia y a la tecnología en los países subdesarrollados, se ve reflejada en los bajos presupuestos que éstos les asignan. En el año 1990, los países subdesarrollados contribuían solamente con el 4% del gasto total en investigación y desarrollo del planeta. Para muchos autores, el distanciamiento económico entre los países desarrollados y los subdesarrollados está inducido, principalmente, por la enorme desigualdad en el desarrollo científico-tecnológico. En otras palabras, el rol de la ciencia y la tecnología en la supremacía de una nación es fundamental, como lo ha manifestado entre otros Kurt Mendelsson en su conocido libro de sugestivo título "Ciencia, la clave para la dominación del mundo" (Mendelsson, 1976). Se sabe de innumerables ejemplos en los que una nación ha vencido a otras utilizando una tecnología superior en el campo militar. Menos evidentes, aunque tan importantes como los anteriores, son aquellos ejemplos en los cuales una nación

[1]Conferencia dictada en las XVI Jornadas de Ciencias del Mar de la Sociedad Chilena de Ciencias del Mar, llevadas a cabo en la Universidad de Concepción, Chile.
[2]Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, Casilla 2407, Concepción.

se impone sobre otras en el campo del comercio y las finanzas a través de su superioridad científico-tecnológica (Freeman, 1987). El caso Japonés pareciera ser uno de los mas evidentes de las últimas décadas.

El punto que quiero remarcar es que la investigación científico-tecnológica no es sólo importante como contribución al acerbo cultural y educacional del país, o para aumentar el ingreso de la industria privada; sino que debe ser considerada como un elemento fundamental en nuestra planificación estratégica como nación y un punto de gran importancia para defender nuestra soberanía e intereses geopolíticos, culturales, y comerciales, en un mediano y largo plazo.

Por otra parte, la supremacía científico-tecnológica de los países desarrollados de hoy no ha sido una constante en el tiempo. De hecho, si analizamos la contribución realizada por diversas naciones al desarrollo científico en el transcurso de la historia (ver Singer, 1945; Sarton, 1962; Dampier 1992) veremos que el aporte de muchas de las naciones que hoy no pertenecen al mundo desarrollado fue trascendental en otras épocas (para un análisis más detallado ver Abdus Salam, 1992).

Así, los comienzos de la ciencia pareciesen estar relacionados a Babilonia unos 2500 años aC, con los orígenes de la geometría, la medición sistemática del tiempo y el desarrollo de conocimientos astronómicos. También, importantes descubrimientos en el campo de la medicina están documentados desde aproximadamente 2000 años aC en Egipto.

Desde la época de Tales de Mileto, es decir aproximadamente 624-565 aC, la ciencia del mundo antiguo está dominada por científicos del mundo griego, el cual estaba formado además de los griegos por los egipcios, los sur-italianos, y los ancestros del los turcos y sirios. Cabe, además, destacar que durante este período el desarrollo de la aritmética en India es notable, generando durante la tercera centuria aC un sistema de numeración a partir del cual se desarrolló el actualmente en uso.

Desde el año 600 dC, las mayores contribuciones corresponden a científicos chinos, hindúes, árabes, persas, turcos y afganos, todos provenientes de países que no pertenecen al llamado primer mundo. Cómo no mencionar los destacados nombres de Jabir, Razés, Al-Kwarizmi, Al-Haitham, Al-Batani, Yunus, Alkindi, y Alhazén. Es sólo después del año 1200 dC, que los primeros científicos de los hoy llamados países desarrollados comienzan a aparecer. Me refiero a nombres tales como el franciscano inglés Roger Bacon, el catalán Arnaldo de Vilanova y el renano Nicolás de Cusa.

Algo parecido ocurre en el campo de la tecnología. Los chinos inventaron la pólvora, el compás magnético y la impresión sobre papel. En India, en los comienzos del tercer milenio aC, existían balanzas que presuponen el uso de decimales. En Africa Central, la tecnología para el fundido de fierro se conocía hace más de 2500 años. En nuestro continente, previo a la llegada de los españoles, los mayas y aztecas generaron en forma independiente el concepto de cero y el calendario, así como descubrieron productos farmacológicos como la quinina.

A partir de la época del Renacimiento, y por una serie de razones relacionadas inclusive a cambios de cosmovisión, comienza una época revolucionaria de descubrimientos donde participan, principalmente, científicos europeos. Así, desde Italia se produce un salto cualitativo en los campos de la mecánica, la anatomía y la astronomía a través de la contribución de Da Vinci, Vesalius y Copérnico. Desde los Países Bajos, Francia e Inglaterra, comenzando con Francis Bacon, Galileo y Descartes y terminando en Newton, se gatilla un nuevo modelo matemático-mecánico del mundo. En el campo de la biología, la aparición de las ideas del británico Charles Darwin remecen hasta hoy día nuestra cosmovisión.

No creo necesario mencionar los múltiples descubrimientos llevados a cabo durante el presente siglo en el campo de la física, la medicina y, en especial, de la informática y las telecomunicaciones, todos los cuales aún están transformando profundamente la sociedad. El punto que sí quiero remarcar es que los grandes centros geográficos de generación del conocimiento, tanto científico como tecnológico, han variado a través de la historia humana y nadie puede garantizar que los países que hoy conforman el primer mundo serán siempre, determinísticamente, los llamados a mantener la supremacía tecnológico-científica o económica en el planeta. Cabe recordar, a modo de ilustración, que Suecia, que es hoy uno de los países con mejor estándar de vida del mundo y con un desarrollo tecnológico envidiable, era sólo a principios de este siglo una de las naciones pobres de Europa.

Aunque estos cambios en la supremacía

científico-tecnológica ocurrían en la antigüedad en la escala de cientos de años, en la época actual el proceso pareciera estar ocurriendo en la escala interdecadal, impulsado por las telecomunicaciones y la globalización. Los países del sudeste asiático constituyen una clara muestra de desarrollo tecnológico en el corto plazo, como también lo ha sido, en el campo de varias disciplinas de las Ciencias del Mar, el notorio repunte de éstas en España, en comparación con la situación que vivía este país en la década del 70.

El paso de una sociedad pre-industrial a una industrial y posteriormente a una Sociedad del Conocimiento, gran e importante cometido nacional, debiese ocurrir en escalas de tiempo muchísimo más rápidas de las que jamás imaginamos.

Sin embargo, un elemento muy importante, y que a menudo no se menciona en el análisis de los factores que inciden en el desarrollo científico de una nación, es el factor subjetivo propio de la comunidad científico-académica y de los gestores de las decisiones político-científicas. Lucien Goldmann en su libro "La Creación Cultural en la Sociedad Moderna" (Goldmann, 1992), plantea una división sociológica que puede ser de interés para clarificar este punto. La conciencia de un grupo social cualquiera puede dividirse operacionalmente en dos tipos:

a) La conciencia real: es decir, aquello que los integrantes del grupo sociológico piensan efectivamente en un momento dado, y

b) La conciencia posible: que se refiere a aquellos cambios que pueden producirse en la conciencia real del grupo sociológico sin que haya modificación en la naturaleza esencial del grupo.

Es mi impresión que la conciencia real de la comunidad científica chilena, incluyendo a la mayoría de aquellos que se dedican a la gestión científica, se ve a sí misma como una comunidad científica de tercer mundo, haciendo lo mejor posible dentro de nuestro marco cuasi tercermundista; pero sin estar realmente convencidos que somos capaces de dar el gran salto científico tecnológico que el país necesita para alcanzar el desarrollo. Sólo un grupo minoritario está realmente convencido de que en este país podemos y debemos hacer investigación de frontera e, incluso, transformarnos en un tiempo relativamente razonable, es decir décadas, en un país a la altura de las naciones desarrolladas en diversos campos de la ciencia y la tecnología. ¿Cuántos de los estudiantes de física o química del país de pre y postgrado creen que ellos podrían alcanzar algún día el Premio Nobel? ¿Cuántos de nosotros pensamos que Chile podría alguna vez constituirse en una potencia mundial en ciencias del mar?

En mi opinión, tenemos algunas deficiencias de carácter subjetivas, tanto en el campo de la conciencia real como en el de la conciencia posible, que también limitan nuestro desarrollo y que deben ser superadas a la brevedad. Jamás conseguiremos un país de alto desarrollo científico-tecnológico si ni siquiera la comunidad científica nacional cree poseer las capacidades intelectuales necesarias para saltar la valla del desarrollo. Recordemos aquí el Teorema de Thomas, principio clave de la sociología, que establece que "si alguien percibe algo como real, tiene consecuencias reales".

Yo no niego que la ciencia no se hace sólo con voluntarismo, sino que se necesita un entorno mínimo para su desarrollo. No obstante, aunque el entorno nacional no sea óptimo y aún quede mucho camino por recorrer, ya existen las condiciones suficientes para pasar a otra etapa de desarrollo en las Ciencias del Mar. Naturalmente se debe partir por el propio convencimiento de los científicos de que somos capaces de dar ese salto cualitativo de gran trascendencia en el escenario científico-tecnológico y económico. En este marco, respecto de la ciencia básica, que certeras aparecen las palabras de Mario Bunge (1988, página 86) en el sentido de que "Se puede, pues, hacer investigación básica y de primera línea en países subdesarrollados, aun cuando haya que luchar contra obstáculos de todo tipo, en particular los escépticos dentro de la propia comunidad científica".

Hoy, Chile se encuentra más cerca que nunca en la historia de este siglo ante la posibilidad de alejarnos del subdesarrollo. Durante 1995 el Producto Interno Bruto creció un 8.3 %, la tasa de ahorro nacional alcanzó un récor histórico al llegar a 27 %, la inflación de un 8.2 % ha sido la más baja en 35 años, la balanza comercial arrojó un saldo positivo del orden de US$1400 millones, la tasa de desempleo fue de 5.4 % y los salarios reales se elevaron alrededor de un 4%; esto último genera un aumento total, en el último quinquenio, de un 25% (Ministerio Secretaría General de Gobierno, 1995). En otras palabras, en 1995 la economía chilena, desde el punto de

vista macroeconómico, completó el quinquenio de crecimiento, estabilidad y equilibrio más elevado del último medio siglo. Este crecimiento macroeconómico no está, sin embargo, exento de graves problemas, tales como la tremenda desigualdad existente en la distribución de la riqueza, las debilidades de nuestra institucionalidad política y democrática, y la dudosa sustentabilidad de las tasas actuales de explotación de muchos de nuestros recursos naturales renovables. Obviamente, estos problemas escapan al objetivo de esta conferencia; pero creo que es fundamental al menos mencionarlos para no caer en un optimismo infantilista respecto a la realidad nacional.

Nuestro actual modelo económico, basado principalmente en la exportación de materias primas, no es suficiente para llevarnos a un sólido desarrollo. Existe conciencia, tanto en el sector público como en el privado, de que se requiere pasar a exportar productos de mayor valor agregado. Por ejemplo, en el caso pesquero, Chile ocupa, mundialmente, el cuarto lugar en niveles de desembarque, pero sólo el lugar número 20 en términos de retorno económico. La necesidad de agregar valor a nuestras exportaciones pesqueras es uno de los desafíos principales del sector en los próximos años. Para aumentar el valor agregado de las exportaciones y, por lo tanto, aumentar la competitividad tecnológica del país, la investigación científico-tecnológica se transforma en un factor clave.

La evolución del gasto en investigación y desarrollo en Chile se ha incrementado desde 107 millones de dólares en 1980 a 346 millones de dólares en 1994; es decir, desde un 0,39 a un 0,76 % del PIB del país (CONICYT, 1995). Nuestra inversión es mayor que el promedio latinoamericano (0.4 %), pero inferior a aquélla de los países desarrollados que alcanzan a casos como el 3.1% en Japón y el 2.8% en los Estados Unidos. Es evidente que este nivel de inversión todavía es insuficiente, pero no se puede desconocer que ha habido un aumento considerable durante el último quinquenio; de hecho, desde el año 1989 casi se ha triplicado el monto destinado a investigación y desarrollo.

Cabe destacar que la mayor parte del gasto para el desarrollo tecnológico es sobrellevado por el Estado. En la actualidad, las empresas realizan internamente proyectos de investigación y desarrollo que representan el 12% del gasto total nacional y financian alrededor del 25% del gasto global. Sin embargo, sólo cerca del 15% de los recursos canalizados a través de los fondos de ciencia y tecnología corresponden a aportes empresariales. Por otra parte, si se toman en consideración otras transferencias que el Estado realiza para el desarrollo de la ciencia y tecnología, el aporte empresarial representa un porcentaje del orden del 5% del total de los recursos públicos destinados a esta materia (Sandoval, 1995).

Resulta también interesante mencionar que los fondos concursables han aumentado proporcionalmente en mucho mayor cantidad que los aportes fiscales directos. Para que esta política contribuya realmente a un desarrollo científico-tecnológico sostenible, debe ir acompañada de un fortalecimiento de las instituciones que hacen posible el desarrollo científico (i.e. Universidades, Institutos Tecnológicos). Lamentablemente, el nivel de aporte fiscal directo actual, destinado a las universidades tradicionales, dista muchísimo del necesario para fortalecer estas instituciones.

Ante el menguado apoyo estatal a las universidades, cabe preguntarse si el mecanismo de los fondos concursables por sí solo es el más apropiado para definir el desarrollo científico y técnico del país. Frente a esta cuestión, el Rector de la Universidad de Chile, don Jaime Lavados, nos proporciona la siguiente respuesta : "sí, cuando uno tiene un área ya madura; no, cuando debe desarrollar un área nueva" (Lavados, 1995). Definitivamente éste es un tema que amerita un mayor análisis y una evaluación profunda por parte de las autoridades gubernamentales, y la comunidad científica nacional.

Por otra parte, la política científica nacional ha considerado como uno de sus mayores desafíos superar la visión según la cual el rol fundamental del Estado consistía en estimular la oferta de conocimiento científico-tecnológico a través del financiamiento de la formación de investigadores y de la realización de proyectos de investigación (D'Etigny, 1994). Esta concepción se basaba en la idea que a través del estímulo de la investigación básica se produciría un desarrollo lineal hacia la investigación tecnológica y esta última produciría desarrollo económico. Este modelo ha quedado atrás en las nuevas concepciones vigentes, donde se ha demostrado que también es importante estimular la demanda de

conocimiento tecnológico (D'Etigny, 1994). Este nuevo enfoque que esta determinando nuestras políticas actuales presenta en la práctica dos riesgos importantes de mencionar, especialmente conociendo nuestra idiosincrasia nacional en la cual tanta influencia tiene la tristemente célebre "Ley del Péndulo".

El primer riesgo es caer en un excesivo esquema "demandista", en contraste con el antiguo esquema "ofertista"; es decir, focalizar de manera desequilibrada la mayor parte de nuestros esfuerzos hacia la estimulación y regulación de la demanda de conocimiento tecnológico. La solución para este riesgo consiste en entender que al Estado, de acuerdo a las actuales definiciones políticas, le cabe "la responsabilidad de asegurar recursos sostenidos y de largo plazo para el desarrollo permanente de nuevas capacidades de investigación y desarrollo, y para actividades pre-competitivas en el área tecnológica" (Consejo Asesor de CONICYT, 1995).

Desde el punto de vista de la demanda, se espera que el principal esfuerzo deban realizarlo las empresas, aunque el Estado debe jugar un importante rol en la promoción del desarrollo tecnológico innovativo. Sin embargo, el gasto empresarial en investigación y desarrollo ha aumentado de manera más bien modesta en los últimos años y , por lo tanto, es difícil esperar que en el mediano plazo las empresas asuman un rol preponderante en la generación de demanda de conocimiento científico-tecnológico sin un fuerte apoyo e incentivo por parte del Estado (Santelices, 1995).

Además, es fundamental recordar que el problema no radica sólo en la promoción de la oferta o la reorientación de la demanda, sino en la vinculación entre ambas (e.g. Avalos, 1990). Por lo tanto, la labor del Estado es, además de asegurar las capacidades nacionales para una oferta adecuada e impulsar la estimulación por la demanda de conocimiento tecnológico por parte del sector público y privado, crear y asegurar los mecanismos de vinculación necesarios entre todos estos componentes.

El segundo riesgo en que puede caer nuestra actual política científica se presenta si asumimos que todo conocimiento científico es un producto y que, como tal, estaría sometido a las reglas del mercado de igual manera que cualquier otro producto comercial. El conocimiento tecnológico, sin lugar a dudas, tiene una relación fundamental con el mercado, y por ende, con las leyes de la oferta y la demanda, pero el conocimiento proveniente de la ciencia básica escapa completamente a esta visión mecanicista del mundo. Incluso en el caso de la tecnología, un mercado sin un cierto grado de regulación estatal puede llevar a distorsiones en cuanto a una óptima asignación de recursos para el desarrollo tecnológico (Arrow, 1962). En el caso nacional, autoridades de gobierno han reconocido que el campo de la investigación y desarrollo constituye un ámbito donde se evidencian claras imperfecciones del mercado y, como tal, el Estado debe actuar para corregirlas (e.g. Sandoval, 1995; D'Etigny, 1996).

Por otra parte, en Latinoamérica, la mayor parte de los modelos de gestión tecnológica utilizados se han orientado exclusivamente a responder a las necesidades tecnológicas del sector moderno de la economía, sin que se hayan intentado esfuerzos de envergadura que busquen atender de manera específica las demandas tecnológicas que plantean los grupos marginados rurales y urbanos, los cuales constituyen la mayor parte de la población (Flores, 1993).

En el caso de la ciencia básica, resulta evidente constatar que existen áreas del conocimiento de gran importancia potencial que quedan descuidadas debido a la escasa o nula importancia que el mercado les asigna. Lo mismo ocurre en el caso del arte y la cultura. Si la creación artística y su calidad estuviera estrictamente regulada por las leyes del mercado, jamás hubiésemos disfrutado, por ejemplo, de la obra de grandes poetas como César Vallejo o Pablo Neruda.

Un ejemplo más cercano a las Ciencias del Mar es el caso de la taxonomía y la sistemática, que permaneció por años relegada a un plano secundario en los fondos nacionales; pero que hoy, ante la problemática de la biodiversidad, resurge con fuerza. La sistemática, los estudios evolutivos y otras grandes áreas de la biología marina y la oceanografía no son un producto sometible a las leyes de la oferta y la demanda, por mucho que los apóstoles del libre mercado intenten aplicar su dogma a estos aspectos del conocimiento humano.

No se puede negar que las Ciencias del Mar han aumentado su importancia y presencia en el ámbito de la política científica nacional en los últimos años. Así CONICYT creo en el año 1994 el Comité de Ciencias del Mar Asesor de la Presidencia de CONICYT. Cabe destacar que CO-

NICYT tiene comités de este tipo sólo en áreas consideradas de gran relevancia, como son la biotecnología, la biodiversidad y el cambio global. Además, han existido dos iniciativas de gran trascendencia científica por parte de CONICYT que han incorporado a las Ciencias del Mar como prioridades. En primer lugar, me refiero al Proyecto Sectorial "Biomas y Climas Terrestres y Marinos en el Norte de Chile", en el cual se aprobaron tres megaproyectos que tenían directa relación con las Ciencias del Mar. Cabe destacar, sin embargo, que originalmente el Comité de Ciencias del Mar de CONICYT trabajó durante 6 meses en una propuesta de proyecto sectorial exclusivamente destinado al desarrollo de estudios de mar abierto, pero finalmente la dirección de CONICYT incorporó las áreas de biodiversidad (terrestre y marina) y cambio global a la propuesta sectorial. Esto produjo que, aunque los fondos adjudicados sean significativos y permiten a un grupo numeroso de investigadores nacionales tener acceso a una embarcación por 60 días, las limitaciones presupuestarias impidieron dar un salto significativo en la infraestructura disponible para la oceanografía en el país.

La otra iniciativa de CONICYT de gran relevancia para las Ciencias del Mar, se refiere al recientemente anunciado Fondo de Investigación Avanzada en Areas Prioritarias (FONDAP), en el cual se ha definido como un área prioritaria para este primer llamado la Biología Marina/Oceanografía. No obstante, aún no se vislumbra claramente el enfoque que este Fondo tendrá para estimular el desarrollo de las Ciencias del Mar ni la metodología a seguir para la adjudicación de estos recursos. Sin duda, ambos aspectos son fundamentales para asegurar un real impacto positivo de esta nueva iniciativa en el país.

Por otra parte, el Comité Oceanográfico Nacional (CONA) ha logrado, entre otras iniciativas, obtener fondos del gobierno para realizar dos importantes campañas de investigación oceanográfica en la zona sur austral de Chile. Estoy seguro que el Comandante Hugo Gorziglia, Director del Comité Oceanográfico Nacional, se referirá durante su presentación a éstas y otras importantes actividades y logros del CONA, por lo cual no me explayaré más en este tópico.

Creo que, afortunadamente, atrás está quedando lentamente la época en que las Ciencias del Mar y, especialmente, aquellas áreas de la oceanografía que requerían de embarcación no eran consideradas de mayor relevancia para el país. Es evidente, además, que en el contexto de la Convención de Derecho del Mar el país no tiene alternativa, sino fomentar la investigación oceánica tanto en la zona económica exclusiva como en las aguas adyacentes a ella.

A continuación, quisiera puntualizar algunos de los factores más importantes que, en mi opinión, limitan el desarrollo pleno de las Ciencias del Mar en Chile. Mi presentación no pretende ser un listado ni un análisis exhaustivo de estas limitaciones, muchas de las cuales afectan a todos los campos de la ciencia en Chile; sino, más bien, remarcar algunas de ellas que, por cierto, revisten de mayor urgencia. Para un análisis detallado de las limitaciones de la ciencia en Chile se pueden consultar interesantes estudios, tales como: Krauskopf, 1992; Gazmuri, 1992; CONICYT, 1993; Allende & Ureta, 1993; y Santelices, 1995. Para el caso de las Ciencias del Mar, también existen interesantes artículos que analizan el estado y las limitaciones de nuestro campo, en particular (e.g. Sánchez & Castilla, 1982; CONICYT, 1986; Vergara & Guell, 1988; Castilla, 1990; Santelices *et al.*, 1993).

1) Carencia de un Instituto Nacional de Pesquerias debidamente financiado

Una de las debilidades más sorprendentes de nuestro actual sistema científico-tecnológico es que Chile, a pesar de ser la cuarta potencia mundial en pesquerías, no posea un Instituto Nacional de Pesquerías debidamente financiado.

Para la mayoría de los agentes del sector pesquero, el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) es la institución estatal dedicada a la investigación que el gobierno requiere para el manejo de las pesquerías. Sin embargo, esa concepción está bastante lejana a la realidad actual. El Instituto de Fomento Pesquero, dependiente de la Corporación de Fomento de la Producción (CORFO), es una institución de derecho privado sin fines de lucro que, en la actualidad, debe autofinanciarse en gran medida. Bajo estas circunstancias, el IFOP se encuentra en una extraña situación donde, aunque no obtiene un financiamiento adecuado ni estable del Estado, está todavía, para muchos efectos, sometido a las regulaciones burocráticas propias de las instituciones estatales.

En el plan de "Modernización Productiva",

el gobierno ha hecho hincapié en la consolidación de su nueva estrategia de financiamiento de institutos filiales CORFO. Esto significa, en la práctica, que el IFOP tendrá que autofinanciarse prácticamente por completo a partir del año 1997. Ese financiamiento deberá obtenerse principalmente mediante la adjudicación de fondos concursables, o bien directamente a partir de contratos con la empresa privada. Desde el punto de vista de la disminución del gasto fiscal, esta opción parece excelente. El modelo subyacente es que el IFOP se autofinanciaría a través de mecanismos de competencia, los cuales permitirían que por "selección natural" se vaya transformando en una organización extremadamente eficiente. La pregunta que surge de inmediato es: ¿ eficiente en que? ,..., en autofinanciarse.

Dicho de otro modo, el diseño futuro de la institución, su tamaño y líneas de investigación quedan supeditada casi exclusivamente al factor financiamiento, y no al rol que a la institución le correspondería de acuerdo a las necesidades del país. Chile no necesita, en mi opinión, otra consultora que compita por los fondos disponibles. El país necesita un Instituto eficiente y de alto nivel técnico que asesore al gobierno en materias estratégicas, que por su propia naturaleza no pueden ser traspasadas a entes privados. Me refiero por ejemplo al manejo compartido de recursos con otras naciones, a la investigación estratégica en lo referente a las pesquerías transzonales y altamente migratorias, a los programas de seguimiento de pesquerías que requieren de la toma rutinaria de datos fundamentales para la toma de decisiones de manejo.

El enfoque economicista imperante ha llevado a que una serie de temáticas, que no son financiadas por el sector privado, o que por la primacía de los intereses de corto plazo no se priorizan en los Fondos de Investigación concursables, no sean debidamente consideradas en el país. Por ejemplo, existen más de 200 cruceros bio-oceanográficos realizados por IFOP, cuyos datos jamás han podido incorporarse en una base de datos relacional y analizarse en profundidad por falta de financiamiento. Esa información tiene gran significancia, entre otros aspectos, para comprender el probable impacto del cambio climático global sobre el reclutamiento de nuestras pesquerías pelágicas. Por otra parte, este acerbo de datos, que podrían estar disponibles para que la comunidad científica nacional realize estudios de ciencia básica, no son accesibles porque son considerados como una herramienta fundamental para poder competir con otras instituciones por los fondos concursables.

La visión economicista preponderante y la falta de voluntad política para establecer un sistema de financiamiento estable para un Instituto de Investigación Pesquera de carácter estatal, ha llevado a generar una serie de distorsiones que son, a mi juicio, indicadoras de la necesidad de transformaciones profundas. Por ejemplo, durante el año 1992 el IFOP regionalizó sus capacidades de investigación para cumplir mejor su función y fue considerado un ejemplo pionero de regionalización. De esta manera, esta institución trasladó y creó nuevas capacidades de investigación en cinco zonales geográficas del país (i.e. Iquique, Coquimbo, Talcahuano, Puerto Montt y Punta Arenas) en concordancia con las zonales creadas por la Ley de Pesca y Acuicultura. Sólo dos años después, el IFOP ha debido nuevamente centralizarse por problemas de financiamiento. Los criterios de la "desregionalización" no dejan de ser curiosos, ya que finalmente algunas regiones como Coquimbo y Punta Arenas, por consideraciones de carácter político, logran mantener todavía oficinas regionales de IFOP. Finalmente dos sedes de IFOP, Talcahuano e Iquique, trasladan todas sus capacidades de investigación a Valparaíso. Es decir, sólo las dos zonales pesqueras más importantes del país se quedan sin sedes regionales de IFOP en lo que a capacidades de investigación in situ se refiere.

Otra peculiaridad del sistema es la situación del Buque Abate Molina que también debe autofinanciarse en gran medida. Actualmente, la Subsecretaría de Pesca ha entregado esta embarcación en comodato a IFOP, transfiriéndole una cierta cantidad de fondos para la mantención del "metabolismo basal" del buque. El IFOP, por lo tanto, también debe competir por el financiamiento del buque en los fondos concursables. Es decir, en estos momentos el IFOP, corporación de derecho privado, utilizando el buque de investigación oceanográfico-pesquero mejor equipado del país, el cual pertenece a todos los chilenos, compite con esta ventaja por fondos concursables con el resto de las instituciones nacionales.

En este punto, creo necesario clarificar que en ningún caso estoy haciendo un ataque al Instituto de Fomento Pesquero. Nada podría estar más

lejos de esa intención que esta presentación. Es una Institución por la cual siento un gran aprecio, que me acogió por tres años cuando retorné al país, y en la cual fui testigo de cómo un número importante de investigadores se esfuerzan por llevar a cabo investigación pesquera en un entorno que, por lo general, no es el más adecuado. Muy por el contrario, lo que quiero manifestar es que el Gobierno necesita efectuar modificaciones profundas que culminen en la creación, a partir del IFOP, de un Instituto Nacional de Pesquerías de carácter estatal, debidamente dimensionado y financiado, que el país tanto necesita.

Este Instituto Nacional de Pesquerías de alto nivel científico-técnico debiera estar netamente abocado a la investigación de carácter estratégico para el Estado y estar directamente relacionado orgánicamente con los otros dos agentes principales del sector público pesquero, es decir, la Subsecretaría de Pesca y el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA). El Buque Abate Molina (u otros que se adquiriesen en el futuro para la investigación pesquera) debiera, a mi juicio, estar manejado por esta institución, pero ser accequible a cualquier otra institución nacional para el desarrollo de proyectos de investigación a través de concursos libres, lo cual significa tener el buque con un financiamiento anual adecuado y estable.

Al menos en el caso del sector público pesquero, pareciera existir una política nacional conducente a un ahorro mal entendido, la cual en el largo plazo podría significar un enorme gasto para el país, debido a la eventual falta de asesoría adecuada para la toma de decisiones de carácter estratégico en lo que a nuestros recursos pesqueros se refiere. En este contexto, creo que es esencial recordar que un país que busque desarrollarse no es aquel cuyo Estado gasta menos, sino aquel cuyo Estado sabe en qué gastar.

2) Falta de coordinacion entre los diversos Fondos de investigacion cientifica y tecnologica

Con el objeto de impulsar el desarrollo científico-tecnológico se ha generado un importante número de Fondos concursables orientados a satisfacer necesidades específicas (para un análisis detallado de estos instrumentos ver Santelices, 1995; Consejo Asesor de CONICYT, 1995; Ministerio de Economía, 1995).

En la actualidad, existen más de 11 fondos estatales que pueden potencialmente financiar investigación científica y/o tecnológica en Ciencias del Mar, por ejemplo:

- Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico (FONDECYT)
- Fondo de Fomento al Desarrollo Científico y Tecnológico (FONDEF)
- Fondo de Investigación Pesquera (FIP)
- Fondos del Ministerio de Hacienda transferidos al SHOA para Cruceros de Investigación realizados a través del CONA
- Fondo de Investigación Avanzada en Areas Prioritarias (FONDAP)
- Fondo Nacional de Desarrollo Tecnológico Productivo (FONTEC)
- Fondo para Programas y Proyectos de Investigación de Servicio e Interés Público (FONSIP)
- Fondos Sectoriales Subsecretaría de Pesca
- Fondo de Fomento a la Pesca Artesanal
- Fondo Nacional de Desarrollo Regional (FNDR)
- Concurso Nacional de Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica en la Antártica (INACH).
- Fondos para el Seguimiento de Pesquerías de Subsecretaría de Pesca

Además, se ha propuesto la creación de otros Fondos como el FONLIDEC (Fondo de Liderazgo Científico, CONICYT) y el FONDEMAR (Fondo de Investigación Científica Marina, CONA).

Es indudable que la creación de estos Fondos ha sido un paso muy positivo y significativo para el desarrollo de las Ciencias del Mar. Sin embargo, aunque estos instrumentos fueron creados pensando en las características particulares de diversos sectores y problemáticas científico-tecnológicas, en la práctica se aprecia un cierto grado de sobreposición de objetivos especialmente en las áreas de investigación tecnológica. Aunque este problema es aún de carácter menor, resulta importante comprender que un grado extremo de descoordinación puede conllevar a la duplicidad de proyectos o programas de investigación y, por lo tanto, a un mal uso de los recursos financieros disponibles.

La solución a este problema no es una planificación central única y burocrática, sino la generación de instancias de coordinación eficientes entre estos Fondos, de modo que se garantice una estrategia global coherente y un uso óptimo de los recursos. Estas instancias de coordinación regular

son, en la actualidad, prácticamente inexistentes.

3) Asimetria entre la disponibilidad de fondos para la investigacion basica en comparacion con la investigacion tecnologica

Aunque existe un número significativo de Fondos concursables, un análisis de éstos nos lleva a la conclusión de que sólo cuatro de ellos financian directamente investigación básica (FONDECYT, FONDAP, Fondos dependientes del CONA e INACH). El resto de los fondos están destinado a la investigación aplicada y a la innovación tecnológica. Nadie niega la importancia de la investigación aplicada y tecnológica para el desarrollo del país, pero ésta asimetría esta haciendo que un número significativo de grupos de investigación básica del país, estén destinando gran parte de su esfuerzo hacia el área aplicada. En otras palabras, hasta cierto punto, se está corriendo el riesgo de "vestir un santo con otro".

Una avenida de solución al problema consiste en aumentar la magnitud de los Fondos concursables para la ciencia básica permitiendo, además, el acceso a este tipo de recursos no sólo a los científicos más consagrados del país, sino que se deben crear instrumentos que permitan la postulación de científicos jóvenes, en los que se premie el potencial de desarrollo y la creatividad, más que la trayectoria de los investigadores.

Además, en la actualidad, los incentivos económicos provenientes de los proyectos FONDECYT, tanto para el investigador principal como para los co-investigadores, son bastante modestos en comparación con los que se pueden obtener en la investigación aplicada. Lo anterior se torna más dramático al analizar la situación general de sueldos de los investigadores en el país.

4) Realidad universitaria y la escasez de nuevos cargos para especialistas en Ciencias del Mar

Aunque no es el objetivo de esta presentación, referirse a la problemática de la política universitaria nacional y a los serios problemas que enfrentan las universidades tradicionales para obtener financiamiento adecuado, constituye un hecho insoslayable que la mayoría de los investigadores de nuestro campo desarrollan su labor en las universidades, y en consecuencia, el destino de las Ciencias del Mar se encuentra indisolublemente ligado a la realidad universitaria. Así, el fortalecimiento de la institucionalidad universitaria y un adecuado marco de apoyo financiero, que posibilite que la universidad cumpla a plenitud su rol en el desarrollo cultural, económico, político, y social de la nación, son pilares esenciales para un desarrollo sostenido en Ciencias del Mar.

Si bien es cierto que el problema de financiamiento estatal es una de las claves para un mayor desarrollo de las universidades del país, no se puede negar que la mayoría de éstas presentan debilidades internas que ponen en cuestionamiento la efectividad de la transferencia directa de recursos financieros del Estado para objetivos de desarrollo científico. En este contexto, y sin pretender de ninguna manera abarcar toda la complejidad del tema, a mi juicio, es fundamental que las universidades generen políticas más enérgicas para asegurar la excelencia académica de sus docentes e investigadores. Estas políticas debieran actuar no sólo en el campo de las nuevas contrataciones, sino muy especialmente en lo referente a las evaluaciones regulares de los académicos de planta. Esto debiera permitir, entre otros aspectos positivos, la apertura de nuevas plazas para la contratación de científicos con nivel de postgrado formados en Chile o en el extranjero, para que éstos puedan llevar a cabo su contribución al desarrollo científico.

Además de las políticas internas que cada universidad debiera implementar para asegurar la excelencia académica, es necesario buscar mecanismos de financiamiento compartido que permitan abrir nuevos puestos en las universidades tradicionales. Es evidente que en el marco de las políticas nacionales en vigencia, resulta prácticamente imposible pensar en un aumento de financiamiento vía transferencia directa por parte del Estado a las universidades para este fin. Por lo tanto, es crucial generar mecanismos novedosos que permitan acceder a fondos para este objetivo. Es decir, mecanismos de financiamiento compartido entre las universidades y el Estado (e.g. CONICYT, CORFO, Ministerio de Economía) o entre las universidades y el sector privado, que permitan la apertura de nuevas plazas en Ciencias del Mar.

5) Bajo nivel de vinculacion inter-institucional en Ciencias del Mar

El modelo socioeconómico aplicado en el país exacerba el mecanismo de la competencia (individual e institucional), como una de las fuer-

zas principales del desarrollo. Sin desconocer la importancia de la competencia como incentivo para la superación personal o institucional, es necesario remarcar que la cooperación es tan o más importante que la competencia para el desarrollo social. Una competencia desenfrenada lleva a una gran disgregación social, representada en último término por el individualismo extremo y la pérdida del sentido de pertenencia a un grupo social, o a una nación.

En la actualidad, la necesidad constante de competir inter-institucionalmente por los Fondos concursables necesarios para asegurar la sobrevivencia institucional o de los equipos de investigación, ha llevado a privilegiar iniciativas académicas de carácter uni-institucional. Es cierto que de manera táctica se llevan a cabo alianzas inter-institucionales para competir de mejor manera en proyectos de investigación (e.g. FONDEF, FIP); pero estas alianzas son, en la gran mayoría de los casos, de carácter netamente instrumental. Ante la realidad cuantitativa y cualitativa de los recursos humanos altamente calificados en Ciencias del Mar en el país (ver Santelices *et al.*, 1993), es evidente que se necesita crear mecanismos que aseguren una mayor relación inter-institucional para fortalecer tanto los programas de formación (especialmente de postgrado) como las iniciativas de investigación. El FONDAP aparece como uno de los mecanismos probables que ayudarían a aumentar los vínculos inter-institucionales, pero es evidente que se necesita buscar otros mecanismos que impulsen un mayor intercambio y colaboración inter-institucional.

6) Bajas remuneraciones para el personal académico y técnico en las universidades e institutos tecnologicos

No creo necesario ahondar ni explicar en detalle este punto que la mayoría de los académicos presentes en esta audiencia sufrimos en carne propia. Quisiera simplemente mencionar que la existencia de bajas remuneraciones afecta a la moral de los investigadores y los obliga, ya sea a buscar otras formas de financiamiento personal fuera de la ciencia, con la consiguiente disminución de su dedicación a la investigación y docencia, o a optar por una estrategia oportunista en cuanto a su área de investigación, orientándose hacia temáticas de moda para asegurar el sustento familiar. Además, esta situación salarial desincentiva a nuestros cerebros jóvenes a optar por la investigación como alternativa profesional.

Por otra parte, es importante mencionar que el financiamiento del personal técnico es aún más deficitario; así el perfil profesional de "Technician", que tanto éxito ha tenido en el mundo desarrollado, es prácticamente imposible de llevar a cabo en el país.

7) Dificultad para financiar el uso de buques de investigacion oceanograficos y pesqueros

Una limitación de enorme trascendencia para el desarrollo de la oceanografía nacional es el limitado acceso, debido al alto costo involucrado, a las embarcaciones científicas. El FONDECYT, instrumento principal de las ciencias básicas, no es una alternativa óptima para el desarrollo de la oceanografía, ya que los proyectos oceanográficos son extremadamente caros para los montos económicos medios de un proyecto FONDECYT.

Consciente de esto, CONICYT incluyó fondos especiales para días/buque en el Programa Sectorial FONDECYT "Biomas y Climas Terrestres y Marinos en el Norte de Chile". Por otra parte, el CONA ha logrado obtener financiamiento para varios cruceros a la zona de los canales australes (Programa CIMAR-FIORDO). No obstante la importante contribución puntual de ambas iniciativas, el problema de la generación de mecanismos adecuados para el acceso regular por parte de la comunidad científica a embarcaciones de investigación sigue vigente. Solucionar este problema es una de las tareas más urgentes para el desarrollo de las Ciencias del Mar en Chile.

Para finalizar, quiero enfatizar que, a pesar de los múltiples problemas que limitan las Ciencias del Mar en Chile, es evidente que desde 1990 se están logrando grandes avances en la materia. Por eso, no puedo menos que declararme optimista frente al futuro de las Ciencias del Mar en nuestro país. Muchos de los problemas que he mencionado en este campo, y que se manifiestan también en otras áreas de la ciencia, reflejan, en última instancia, el cierto grado de divorcio existente en el país entre crecimiento económico y desarrollo, dos conceptos que aunque se presentan estrechamente relacionados están muy lejos de ser sinónimos. Nuestra tarea nacional es alcanzar un desarrollo sustentable y no simplemente un alto crecimiento económico. La ciencia y la tecnología constituyen, sin duda, pilares fundamentales en esta tarea.

BIBLIOGRAFIA

ABALOS, I. 1990. Papel del Estado en el proceso de innovación tecnológica. pp. 71-93, En: Conceptos Generales de Gestión Tecnológica. BID-SECAB-CINDA, Centro Interuniversitario de Desarrollo. Alfabeta Impresores, Santiago. Colección Ciencia y Tecnología Nº 26.

ABDUS-SALAM, M. 1992. Science and Technology: Challenge for the South. The Third World Academy of Sciences. Third World Network of Scientific Organizations. Italia. 232 pp.

ALLENDE, J. 1995. Para nosotros la primera prioridad son los recursos humanos. pp. 112-115, En: Propuestas para nuestra Ciencia y Tecnología: Política, institucionalidad, Desafíos inmediatos. Encuentros de Científicos y Parlamentarios. Cámara de Diputados, Comisión de Ciencias y Tecnología. 21 agosto- 4 Septiembre 1995. 144 pp.

ALLENDE J. Y T. URETA (Eds.). 1993. Análisis y Proyecciones de la Ciencia Chilena. Academia Chilena de Ciencias, Santiago. 330 pp.

ARROW, K. 1962. Economic welfare and the allocation of resources for invention. National Bureau of Economic Research, Princeton University Press.

BIFANI, P. 1993. Cambio tecnológico y política científica y tecnológica. pp. 99-123, En: MARTINEZ, E. (De.). Estrategias, Planificación y Gestión de Ciencia y Tecnología. CEPAL-ILPES/UNESCO/UNU/CYTED-D. Editorial Nueva Sociedad, Venezuela. 518 pp.

BOK-WHANG, K. 1979. Integrating science and technology planning with economic development planning. Páginas 95-97, En: F. R. SAGASTI Y A. ARAOZ (Eds.). Science and Technology for Development: Planning in the STPI Countries. International Development Research Centre, Ottawa, Canadá. 178 pp.

BUNGE, M. 1988. Ciencia y Desarrollo. Ediciones Siglo Veinte, Buenos Aires. 173 pp.

CASTILLA, J. C. 1990. Clase Magistral: Importancia y proyección de la investigación en Ciencias del Mar en Chile. Rev. Biol. Mar. (Valparaíso) 25 (2): 1-18.

CONICYT. 1986. Ciencias del Mar: Recursos humanos potenciales. Serie Directorios, Nº 22.

CONICYT. 1993. Investigación en Ciencias en Chile: Diagnóstico y Proposiciones. Comité Asesor de la Presidencia de CONICYT. Panorama Científico, Vol. 8. 56 pp.

CONICYT. 1995. Indicadores Científicos y Tecnológicos. Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica, Santiago, Chile. 33 pp.

CONSEJO ASESOR DE CONICYT. 1995. Proposiciones para el desarrollo científico-tecnológico de Chile. CONICYT, Santiago: 26 pp.

DAMPIER, W. C. 1992. Historia de la ciencia y sus relaciones con la filosofía y la religión. Editorial Tecnos, S. A. (2da. Edición), Madrid. 570 pp.

D'ETIGNY, E. 1994. Desarrollo científico y tecnológico en Chile: realidad actual y visión de futuro. Panorama Científico, Vol. 9 (Número Especial): 28 pp.

D'ETIGNY, E. 1996. Desarrollo socio-económico y planificación científico-tecnológica. Discurso pronunciado en el Acto Académico del Vigésimo Noveno Aniversario de CONICYT. Panorama Científico, Vol. 11: 3-17.

FREEMAN, C. 1987. Technology Policy and Economic Performance: Lessons from Japan. Pinter Publishers, Londres. 155 pp.

FLORES, G. 1993. El progreso tecnológico en América Latina. pp. 163-173, En: MARTINEZ, E. (De.). Estrategias, Planificación y Gestión de Ciencia y Tecnología. CEPAL-ILPES/UNESCO/UNU/CYTED-D. Editorial Nueva Sociedad, Venezuela. 518 pp.

GAZMURI, P (ED.). 1992. La educación superior en Chile: los programas de posgrado y el desarrollo científico . Foro de la Educación Superior. Centro de Estudios Públicos, Santiago. 198 pp.

GOLDMANN, L. 1992. La Creación cultural en la sociedad moderna. Primera Edición Mexicana. Distribuciones Fontamara, S. A. México. 170 pp.

GRIFFIN, K. Y A. RAHMAN KHAN. 1992. Globalization and the developing world: An essay on the international dimensions of development in the post-cold war era. Human Development Report Office Ocasional Papers, UNDP. 64 pp.

KRAUSKOPF, M. 1992. La investigación universitaria en Chile. Reflexiones críticas. Corporación de Promoción Universitaria, Santiago. 185 pp.

LAVADOS, J. 1995. Fortalecer las instituciones que hacen posible el desarrollo científico. pp. 109-111, En: Propuestas para nuestra Ciencia y Tecnología: Política, institucionalidad, Desafíos inmediatos. Encuentros de Científicos y Parlamentarios. Cámara de Diputados, Comisión de Ciencias y Tecnología. 21 agosto- 4 septiembre 1995. 144 pp.

MENDELSSON, K. 1976. Science, the key to world domination. Thames and Hudson, London.

MINISTERIO DE ECONOMIA. 1995. Chile hacia una nueva estrategia de desarrollo e innovación tecnológica. Secretaría Ejecutiva, Programa de Ciencia y Tecnología, Ministerio de Economía. pp. 44-55, En: Propuestas para nuestra Ciencia y Tecnología: Política, institucionalidad, Desafíos inmediatos. Encuentros de Científicos y Parlamentarios. Cámara de Diputados, Comisión de Ciencias y Tecnología. 21 agosto- 4 septiembre 1995. 144 pp.

MINISTERIO SECRETARIA GENERAL DE GOBIERNO. 1995. Chile Balance 1995. Departamento de Difusión de la Secretaría de Comunicación y Cultura. Editorial Antártica, Santiago.

PAPIC, A. 1992. Science and technology - A contribution to economic growth. pp. 111-132, En: M. ABDUS-SALAM (Ed.). Science and Technology: Challenge for the South. The Third World Academy of Sciences. Third World Network of Scientific Organizations. Italia. 232 pp.

SABET, A. A. 1979. Science and technology policy and planning in the Arab Republic of Egypt. pp. 82-87, En: F. R. SAGASTI Y A. ARAOZ (Eds.). Science and Technology for Development: Planning in

the STPI Countries. International Development Research Centre, Ottawa, Canadá. 178 pp.

SANCHEZ, P. Y J. C. CASTILLA. 1982. Las Ciencias del Mar en Chile. Academia de Ciencias, Instituto de Chile y Corporación de Promoción Universitaria, 69 pp.

SANDOVAL, F. 1995. Regulación, normalización: roles del estado en la innovación tecnológica. pp. 86-92, En: Propuestas para nuestra Ciencia y Tecnología: Política, institucionalidad, Desafíos inmediatos. Encuentros de Científicos y Parlamentarios. Cámara de Diputados, Comisión de Ciencias y Tecnología. 21 agosto- 4 septiembre 1995. 144 pp.

SANTELICES, B. 1995. Bases para definir una política de desarrollo científico y tecnológico en Chile. Panorama Científico, Vol. 10 : 44 pp.

SANTELICES, B., BAHAMONDES, N., ANDRADE, H., BERNAL, P., CANCINO, J., CASTILLA, J. C., MORALES, E., Y R. TRUCCO. 1993. Ciencias del Mar. pp. 149-178, Capítulo V, En: ALLENDE J. Y T. URETA. Análisis y Proyecciones de la Ciencia Chilena, Academia Chilena de Ciencias, Santiago. 330 pp.

SARTON, G. 1962. Introduction to the History of Science. 5 Vol. Carnegie Institution of Washington.

UNDP. 1992. Human Development Report 1992. Oxford University Press.

VERGARA, P. Y A. GUELL. 1988. La investigación y desarrollo nacional en ciencia y tecnología del mar. CONICYT.: 81 pp.

Gayana Oceanol. 4(2): 231-233, 1996 ISSN 0716-9655

TALLER "LAS CIENCIAS DEL MAR EN CHILE. PRESENTE Y FUTURO" XVI JORNADAS DE CIENCIAS DEL MAR: PONENCIA*

"EL CONA Y LAS CIENCIAS DEL MAR"

Hugo Gorziglia Antolini**

INTRODUCCION

El presente trabajo tiene por objeto dar a conocer la visión que el Presidente del Comité Oceanográfico Nacional tiene sobre el presente y futuro de las Ciencias del Mar en Chile. Lo que se expondrá constituye la visión global de los temas que se estima prioritarios. Ello en caso alguno debe interpretarse como un desconocimiento de la trascendencia de otros temas.

Dada la amplitud del término Ciencias del Mar, la estructura operativa del Comité Oceanográfico Nacional considera la activa participación de grupos de trabajo, los que a similitud de grupo de expertos, aúnan esfuerzos para identificar un programa de trabajo que permita cumplir el mandato que tiene el CONA, cual es la coordinación de las instituciones dedicadas a la investigación del océano en todas sus disciplinas.

Los presidentes de los grupos de trabajo, que forman el consejo técnico de planificación y programación, se reúnen una vez al mes para dar el adecuado dinamismo y seguimiento a los acuerdos tomados por la asamblea, la cual se reúne 3 veces al año.

Reconociendo la magna tarea que tiene el CONA, y la responsabilidad con que deben enfrentarse los desafíos, en un mundo en donde no hay cabida a equivocaciones, los miembros de este consejo, iluminados por quienes participan en los grupos de trabajo, concursan para identificar, en el marco de nuestra realidad nacional, los cursos de acción más propicios para avanzar en el conocimiento del mar.

SITUACION PRESENTE

Las Ciencias del Mar, en lo que concierne al CONA, están teniendo en el plano de la investigación, una oportunidad de coordinación que ha demostrado ser altamente exitosa. Me refiero a los cruceros que el Comité ha estado organizando, y no sólo ello, sino que también justificando con fundamentos ante el Ministerio de Hacienda la necesidad de allegar recursos para su ejecución. Ello ha sido reconocido, así los recursos otorgados exhiben una alta dosis de seguridad de que su empleo va en directo beneficio al desarrollo nacional.

Ha sido increíble cómo una módica suma de $ 75.000.000 por el Crucero CIMAR-FIORDOS, y el apoyo de la Armada han permitido, cual semilla, dar cabida al florecimiento de interesantes e importantes líneas de investigación. Sin embargo han aparecido voces que por desconocimiento, así imagino, han criticado el procedimiento empleado por el CONA para llevar a cabo los cruceros CIMAR-FIORDOS. Es cierto que no se han seguido las normas de otros mecanismos de financiamiento, pero se ha asegurado, independiente de presión alguna de carácter institucional o disciplinaria, una organización y conducción tal que ha permitido la participación de todos los que han concursado con su voluntad para ir en beneficio de la investigación científica marina que para cada caso se ha programado.

Sostenía, durante estos mismos días, que el CONA tiene la gran particularidad de que, respe-

*CONCEPCION, 28 al 31 de mayo de 1996.
**Capitán de Navío, Presidente Comité Oceanográfico Nacional.

tando las individualidades institucionales y personales, su éxito radica en la coordinación de aquellas actividades de investigación que sin dudarlo son del interés general, pues sus resultados están orientados a apoyar la decisión del administrador, que debe velar por el bien común. Con lo anterior quiero decir que el interés nacional está por sobre el institucional y el personal.

Además de los cruceros, el CONA, en el presente, está preparándose para administrar el FONDEMAR, en el caso que la propuesta de la Armada al Ejecutivo tenga la aprobación final, y en su oportunidad, la del Legislativo. Ello implica adecuar con oportunidad su reglamento interno para hacer inequívocamente transparente toda injerencia que pueda existir en la administración de FONDEMAR.

Por otra parte, y creo ya haberlo mencionado anteriormente, toda administración y ello no excluye a la nuestra en el plano nacional, desea hacer el mejor empleo de los escasos recursos con que cuenta. Un peso mal empleado es un gasto, en cuando 1.000 pesos bien empleados es una inversión. Nos asiste en el seno del CONA la responsabilidad de demostrar fundadamente que todos los recursos que vayan a ser entregados al desarrollo de las ciencias del mar produzcan dividendos que fortalezcan la voluntad de mantenerlos en el tiempo. Los resultados de los cruceros realizados y por realizar deben dar señales claras al respecto.

Lo que está en ejecución corresponde a temáticas claramente definidas en el actual plan oceanográfico nacional, sin embargo éste debe ser actualizado en términos tales que su ejecución pueda ser dimensionada y su efectividad cuantificada. Esto no constituye solamente nuestra realidad, en el seno de la Comisión Oceanográfica intergubernamental, grandes esfuerzos se están realizando y continuarán por algunos años más para determinar la asociación que existe entre la investigación científica marina y los beneficios socioeconómicos que de ella se derivan, todo con el objeto de ganar la voluntad de los gobiernos para que financien prioritariamente aquellos proyectos cuyos resultados permitan ejercer una administración racional.

El plan oceanográfico nacional, en el presente en etapa de consolidación, constituye la mayor prioridad para el CONA, asistiéndole la certeza de que si su fundamentación es objetiva, clara y realista, existirá voluntad para su financiamiento.

En resumen, en el presente, el CONA , en beneficio de las Ciencias del Mar en Chile, da especial importancia a:

1. La coordinación de los cruceros de investigación.
2. La coordinación para elaborar un plan oceanográfico nacional.
3. La coordinación para adecuar su reglamento interno a la responsabilidad que significará participar en la administración de FONDEMAR.

Como dijera al principio, ello no obsta que temas tan importantes como la estandarización; la educación, el entrenamiento y el aumento de capacidades; el manejo de datos; y muchos otros largos de detallar, constituyan un todo de permanente preocupación y atención preferencial.

El futuro

El futuro de las Ciencias del Mar en Chile no será ni más ni menos que el reflejo de nuestro personal actuar y permanente compromiso con ella. Podemos tener recursos, instituciones coordinadoras; instituciones con una notable capacidad de investigación, etc., pero si no somos capaces de identificar y priorizar lo que el país necesita y dar solución a las interrogantes que su administración exige, nuestros esfuerzos serán en vano.

Estoy cierto que ninguno de nosotros es dueño de la verdad, pero la búsqueda de la perfección es una característica del ser humano. Para ello nadie está demás, nadie sobra, al contrario, del potenciamiento de nuestras capacidades y del reconocimiento de nuestras debilidades y voluntad para anular las mismas, depende que las Ciencias del Mar sean un motor para el desarrollo nacional.

Por otra parte, resulta preocupante, por decir lo menos, el creciente interés internacional por investigar nuestro territorio oceánico. Para aquellos que desconocen que la información es poder y que creen que en el mundo se vive ya una paz inalterable, les invito a meditar sobre las crecientes potencialidades de disputas por los recursos vivos. Me parece que en ocasiones no tomamos con visión de futuro las repercursiones que tendrá el hacer públicas todas nuestras investigaciones. Creo que deberemos analizar con responsabilidad e inteligencia esta situación y establecer una política para

el manejo y administración de datos, que sin entrabar nuestras inquietudes científicas, nos asegure el ejercicio soberano de nuestra conducta como nación.

Por otra parte, el fortalecimiento de las instancias de coordinación, con participación abierta, seria y responsable, debe constituir una meta permanente tanto de las instituciones como de las personas. El CONA ve con optimismo el futuro, reconociendo que aún nos quedan pasos importantes que dar, pero estamos ciertos que las capacidades las tenemos. Lo que nos falta es una mayor flexibilidad, una mayor confianza mutua, una actitud más positiva y menos egoísta.

Los miembros de la Comunidad Científica Marina Nacional tienen un gran desafío que el futuro les impone, cual es hacer de este país marítimo una realidad.

En resumen, para el CONA, el futuro de las Ciencias de Mar en Chile descansa en la voluntad de las personas, las cuales deben tener una activa participación en las instancias de coordinación nacional para llevar a cabo un plan oceanográfico que satisfaga las necesidades del país. La política de administración de datos debe ser un tema de debate y debe crearse una conciencia sobre su valor estratégico.

Lo anterior en nada resta importancia a muchas otras iniciativas, entre las que destacan la capacitación y formación profesional; un sostenido incremento de la conciencia nacional en temas relacionados con el mar y la participación y seguimiento con gran atención de las implementaciones de normas jurídicas internacionales, complementarias a la Convención de las Naciones Unidas sobre el derecho del mar.

MUCHAS GRACIAS

REGLAMENTO DE PUBLICACIONES DE LA REVISTA GAYANA OCEANOLOGIA

La revista Gayana, dedicada al distinguido naturalista francés Claudio Gay, es el órgano oficial de Ediciones de la Universidad de Concepción, Chile, para la publicación de resultados de investigaciones originales en el área de las Ciencias Naturales. Está compuesta de las series Botánica, Oceanología y Zoología. Estas series son periódicas de un volumen anual compuesto por dos números.

Recibe trabajos realizados por investigadores nacionales y extranjeros, elaborados según las normas del presente reglamento; la recepción es permanente.

A partir de 1997 aceptará trabajos escritos preferentemente en idioma inglés y alternativamente en castellano.

Gayana Oceanología recibe además libros para ser comentados y comentarios de libros, comunicaciones de eventos científicos, obituarios, notas científicas, los cuales se publicarán sin costo luego de ser aceptados por el Comité Editor.

Los trabajos deberán ser entregados en disco ("diskette") de computador según se especifica en el REGLAMENTO DE FORMATO más tres copias impresas completas (incluir fotocopia de figuras y fotos originales), a doble espacio con líneas de 15 cm de longitud y letra no superior a 12 puntos (excepto letras de familias Times).

El Director de la Revista, asesorado por el Comité de Publicación, se reserva el derecho de aceptar o rechazar el trabajo. Los trabajos se enviarán a pares para su evaluación.

TEXTO

El título principal debe ir todo escrito en letra mayúscula y expresar el contenido real del trabajo. Si incluye un nombre genérico o específico, se indicará el rango sistemático inmediatamente superior (ej. Orden, Familia).

El texto deberá contener: Título, título en inglés (o español si el trabajo está en inglés), nombre de los autores, dirección de los autores, Resumen, Abstract, Palabras claves y Keywords (máximo 12 palabras o nombres compuestos separados por coma), Introducción, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión y Conclusiones, Agradecimientos y Bibliografía. Estos títulos deberán ir en mayúsculas sin negrita excepto los nombres de los autores, dirección de los autores, Palabras claves y Keywords que deben ir en altas y bajas (normal), al igual que el resto de los títulos no indicados arriba.

Si por alguna circunstancia especial el trabajo debe ser publicado en forma diferente a las disposiciones anteriores, el autor deberá exponer su petición al Director.

La primera prueba de imprenta será enviada al autor principal para su corrección antes de la impresión definitiva. Si ello fuere imposible o dificultoso, la corrección será realizada por un Comité de Publicación *ad hoc*, dicha comisión no se hará responsable de lo mencionado en el texto, por lo cual se solicita que cada manuscrito venga en su forma definitiva para ser publicado (jerarquizar títulos y subtítulos, ortografía, redacción, láminas, etc.).

Los nombres científicos y las locuciones latinas serán las únicas que irán en *cursivas* en el texto. La primera vez que se cite una unidad taxonómica deberá hacerse con su nombre científico completo (género, especie y autor).

Las medidas deberán ser expresadas en unidades del sistema métrico separando los decimales con **pun-**

to (0.5). Si fuera necesario agregar medidas en otros sistemas, las abreviaturas correspondientes deben ser definidas en el texto.

Las citas en el texto deben incluir nombre del autor y año (ejemplo: Smith, 1952). Si hay dos autores se citarán separados por & y seguidos del año previa coma (ejemplo: Gómez & Sandoval, 1985). Si hay más de dos autores, sólo se citará el primero seguido de coma y la expresión *et al.* (ejemplo: Seguel *et al.*, 1991). Si hay varios trabajos de un autor en un mismo año, se citará con una letra en secuencia adosada al año (ejemplo: 1952a).

La bibliografía incluirá sólo las referencias citadas en el texto, dispuestas por orden alfabético del apellido del primer autor, sin número que lo anteceda. La cita deberá seguir las normas de Style Manual of Biological Journals para citar correctamente fechas, publicaciones, abreviaturas, etc.

La nomenclatura se regirá por el Código Internacional de Nomenclatura Zoológica.

Figuras

Las figuras se numerarán en orden correlativo con números arábigos. Las tablas de igual modo con números romanos. Cada tabla debe llevar un título descriptivo en la parte superior.

Los dibujos deben ser de alto contraste y deben llevar una escala para facilitar la determinación del aumento.

Las fotografías se considerarán figuras para su numeración; serán en blanco y negro o en color, brillantes, de grano fino y buen contraste y deben ser acompañadas de una escala para la determinación del aumento. La inclusión de fotografías o figuras en color deberá ser consultada previamente al Director de la Revista.

No se aceptarán fotografías y dibujos agrupados en la misma lámina. Las fotografías deben ser recortadas para mostrar sólo los caracteres esenciales y montadas en cartulina blanca sin dejar espacios entre ellas cuando se disponen en grupos.

En la copia impresa del trabajo se deberá indicar en forma clara y manuscrita la ubicación relativa de las tablas y figuras si procede.

Las ilustraciones deberán tener un tamaño proporcional al espacio en el que el autor desea ubicarlas; ancho una columna: 70 mm; ancho de página: 148 mm; alto de página: 220 mm incluido el texto explicativo.

Las láminas originales no deberán tener más del doble del tamaño de impresión ni ser inferior a éste. Se recomienda considerar las reducciones para los efectos de obtener los números de las figuras de similar tamaño dentro del trabajo, luego que éstas se sometan a reducciones diferentes.

En el reverso de las láminas originales se deberá indicar el nombre del autor, título del trabajo y número de figuras.

Al término del trabajo se deberá entregar en forma secuencial las explicaciones de cada una de las figuras.

Reglamento de formato

Los manuscritos se recibirán sólo en discos (diskettes) de computador de 3,5" formateados (alta densidad) para computadores Apple Macintosh o IBM/PC compatibles. Los trabajos pueden tener el formato de cualquiera de los siguientes programas: Microsoft Word (cualquier versión)- WordStar (3.0 al 7.0) - WordPerfect (cualquier versión).

MBL WHOI Library - Serials
5 WHSE 03452

Araya-Vergara, J.F. Sistema de interacción oleaje-playa frente a los ergs de Chanco y Arauco, Chile.....159
Wave-Beach interaction system in front to the ergs of Chanco and Arauco, Chile

Carrasco, F.D. & W. Carbajal V. Reclutamiento de la macroinfauna bentónica en un área influenciada por surgencias costeras: Bahía Concepción, Chile central.....169
Recruitment of the benthic macroinfauna in an area influenced by coastal upwelling: Concepción Bay, Central Chile

Gonzalez, F., F. Alay, J. Cabello & R. Chavez. Definición de unidad de stock desde el punto de vista genético en el recurso jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) Nichols, 1920 (Carangidae, Perciformes.....183
Definition of stock unity from the genetic point of view in the horse mackerel (*Trachurus symmetricus murphyi*) Nichols, 1920 (Carangidae, Perciformes)

Carrasco, F.D., W. Carbajal V. & M. Palma. El macrobentos del sublitoral de Bahía de San Vicente, Chile: Dominancia ecológica y diversidad específica en un gradiente de enriquecimiento orgánico.....195
The sublittoral macrobenthos of San Vicente Bay, Chile: Ecological dominance and species diversity along an organic enriched gradient

ISSN 0716-9655

GAYANA OCEANOLOGIA

VOLUMEN 4 NUMERO 2 1996

CONTENIDO/CONTENTS

Ruiz, C.A., H.A. Diaz & J.M. Cancino. Efecto de la densidad de flujo fotónico en el asentamiento larval de dos especies de briozoos.....69
Effects of photon flux density on larval settlement of two bryozoan species

Riveros, A., L. Troncoso, J. Silva, E. Soto, A. Cifuentes, H. Gaete, E. Bay-Schmith & A. Larrain. Calidad ecotoxicológica de aguas receptoras de efluentes de industrias pesqueras. Un análisis sinóptico de efecto sobre varias especies, con aguas de Coronel, San Vicente y Rocuant (Región del Bío-Bío, Chile).....77
Ecotoxicological quality in waters receiving effluents from fishmeal industries. A Synoptic analysis of effects on several species using waters from Coronel, San Vicente and Rocuant (Bío-Bío Región, Chile)

Lawrence, J.M., J. Vasquez, B.D. Robbins & A. Vega. Carencia de plasticidad de la forma corporal, linterna de Aristóteles y espinas de *Tetrapygus niger* (Echinodermata: Echinoidea).....93
Lack of plasticity of the body form, Aristotle's lantern and spines of *Tetrapygus niger* (Echinodermata: Echinoidea)

Gaete, H., J. Silva, A. Riveros, E. Soto, L. Troncoso, E. Bay-Schmith & A. Larrain. Efecto combinado y riesgo ecológico de las concentraciones de Zn, Cu y Cr presentes en el puerto de San Vicente, Chile.....99
Combined effect and ecological risk of Zn, Cu and Cr present in the San Vicente Harbor, Chile

Vasquez, J.A., D. Veliz & R. Weisner. Análisis malacológico de un yacimiento de la cultura Huentelauquén IV Región, Chile.....109
Malacological analysis of an archeological site from Huentelauquen culture, IV Región (Chile)

Farias, L., L. Chuecas & A. Duran. Reactividad y remineralización de carbono orgánico total y nitrógeno total en sedimentos anóxicos de Bahía Concepción.....117
Reactivity and remineralization of total organic carbon and total nitrogen in anoxic sediments at Concepción Bay, Chile

Vila, I., M. Contreras & L. Fuentes. Reproducción de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pisces: Diplomystidae).....129
Reproduction of *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pisces: Diplomystidae)

Montecino, V., G. Pizarro & D. Quiroz. Dinámica fitoplanctónica en el sistema de surgencia frente a Coquimbo (30°) a través de la relación funcional entre fotosíntesis e irradianza (P-I).....139
Phytoplankton dynamics in the upwelling-system off Coquimbo (30°) through the functional relationship between photosynthesis and irradiance (P-I)

Huanca, W., Santander, E., E. Padilla & Mondaca, M.A. Sobrevida de bacilos gram negativos en ambiente marino.....153
Survival of gram negative bacteria in sea water

Deseamos establecer canje con revistas similares
Correspondencia, Biblioteca y canje:

COMITE DE PUBLICACION
CASILLA 2407, CONCEPCION
CHILE

EDICIONES UNIVERSIDAD DE CONCEPCION